

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

BRUIT ENVIRONNEMENTAL ET INÉGALITÉS D'EXPOSITION
SUR L'ÎLE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE
PRÉSENTÉ
COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN GÉOGRAPHIE

PAR
SOPHIE GOUDREAU

JUIN 2015

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL
Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de ce mémoire se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 – Rév.01-2006). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

REMERCIEMENTS

Merci à mon directeur de maîtrise, Yann Roche, d'avoir eu la gentillesse de superviser ce projet et aussi pour son support et sa collaboration.

Merci à ma co-directrice Audrey Smargiassi de m'avoir soutenue et encouragée à me surpasser. Merci Audrey pour ton dévouement, ta rigueur et pour la passion avec laquelle tu réalises tes projets; c'est très stimulant de travailler à tes côtés.

Merci aussi au responsable du secteur Environnement urbain et santé, Louis Drouin pour avoir toujours cru en moi et m'avoir donné la chance d'évoluer dans un environnement de travail si diversifié et stimulant.

Merci à ma très chère collègue et amie Céline Plante qui a su m'écouter, me conseiller et m'encourager plus souvent qu'à son tour !

Enfin je remercie mon amoureux, David pour sa compréhension et pour m'avoir laissé libre de me lancer dans ce projet, même avec nos deux enfants. Merci de n'avoir jamais mis en doute mes choix; il en aurait fallu de peu quelque fois, pour que je laisse ce projet de côté en pensant qu'il y a avait bien d'autres priorités dans nos vies.

AVANT-PROPOS

Ce projet de maîtrise est réalisé au sein du secteur Environnement urbain et santé de la Direction de la santé publique de Montréal. La santé publique est mandatée par le Ministère de la santé et des services sociaux pour exercer une fonction de surveillance sur l'état de santé de la population du territoire. L'objectif de l'étude se rattache à cette fonction qui consiste entre autre à faire le suivi des principaux facteurs de risque à la santé des individus.

La section des résultats de ce mémoire de maîtrise se présente sous forme d'articles scientifiques.

Le premier article « Estimation of Spatial Variations in Urban Noise Levels with a Land Use Regression Model » est maintenant publié dans le journal *Environment and Pollution* (volume 3, octobre 2014) et Sophie Goudreau est la première auteure. Elle a effectué les mesures sur le terrain, les analyses statistiques et rédigé l'article.

Le deuxième article « Socioeconomic status and environmental noise exposure in Montreal, Canada » est publié dans le journal *BMC Public Health* (volume 15, février 2015). C'est une étudiante de McGill, Laura Dale qui en est la première auteure puisqu'elle a rédigé l'article en partie, tandis que Sophie Goudreau est deuxième auteure, avec une contribution remarquable. Cette dernière a produit les estimés de bruit, contribué à concevoir le plan d'analyses, extrait les données, réalisé les analyses statistiques, et contribué à la rédaction de l'article (i.e. interprétation des résultats, revue de la littérature scientifique, description des limites de l'étude, révision suite aux commentaires des réviseurs).

TABLE DES MATIÈRES

AVANT-PROPOS	iii
LISTE DES FIGURES	vi
LISTE DES TABLEAUX	vii
RÉSUMÉ	viii
LISTE DES ACRONYMES	x
INTRODUCTION	1
CHAPITRE I	
LITTÉRATURE PERTINENTE	4
1.2 Les indices acoustiques	5
1.3 Bruit environnemental et ses sources	7
1.3.1 Transport	7
1.4 Propagation du bruit	9
1.5 Estimation des niveaux d'exposition au bruit environnemental	10
1.6 Effets du bruit environnemental sur la santé	16
1.7 Statut socio-économique et bruit	16
1.8 Problématique	20
CHAPITRE II	
MÉTHODOLOGIE	22
2.1 Territoire d'étude	22
2.2 Modèle statistique pour estimer les niveaux de bruit environnemental	24
2.2.1. Échantillonnage des niveaux sonores extérieurs	24
2.2.2 Déterminants environnementaux des niveaux sonores	28
2.2.3 Analyses statistiques	33
2.2.4 Estimation des niveaux moyens de bruit en tout point sur le territoire	36
2.3 Défaveur sociale et niveaux de bruit	36
2.3.1 Indicateurs de défaveur sociale	37

2.3.2 Indicateur des niveaux de bruit	38
2.3.3 Analyses statistiques	38
2.3.4 Cartographie du double fardeau	39
CHAPITRE III	
Estimation of spatial variations in urban noise levels with a Land Use Regression model	40
CHAPITRE IV	
Socioeconomic status and environmental noise exposure in Montreal, Canada ..	62
CHAPITRE V	
DISCUSSION	85
CONCLUSION	92
RÉFÉRENCES	93
ANNEXE	106

LISTE DES FIGURES

CHAPITRE II

Figure 1. Principaux déterminants servant à estimer le bruit sur l'île de Montréal	24
Figure 2. Répartition des sites d'échantillonnage à l'été 2010 et à l'hiver 2011 ..	27
Figure 3. Valeur de l'erreur d'estimation avec le retrait des variables non-significatives	35

CHAPITRE III

Figure A. Relation with LA_{eq24h} determinant of built environment	60
Figure B. Predicted summer noise levels (LA_{eq24h}) on the Island of Montreal (Quebec, Canada)	61

CHAPITRE IV

Figure 1. Map of Montreal Island	79
Figure 2. LA_{eq24h} noise levels by dissemination areas in Montreal	80
Figure 3. Sum of quintile values of noise and median household income by dissemination areas in Montreal	82
Figure S1. Scatterplots correlating LA_{eq24h} with socioeconomic indicators	83
Figure S2. Median household income by dissemination areas in Montreal	84

LISTE DES TABLEAUX

CHAPITRE I

Tableau 1. Échelle des niveaux sonores et réactions humaines	6
Tableau 2. Modèles de bruit développés par les méthodes statistiques	15
Tableau 3. Études en lien avec le statut socio-économique et le bruit	19

CHAPITRE II

Tableau 4. Variables et indicateurs servant à estimer les niveaux de bruit sur l'île de Montréal	32
--	----

CHAPITRE III

Table 1. LA_{eq24h} (dBA) for noise sampling periods on the island of Montreal	56
Table 2. Summary statistics of the potential determinants of noise levels at the sampling locations	57
Table 3. Results of the GAM model to predict LA_{eq24h} on the island of Montreal	59

CHAPITRE IV

Table 1. Descriptive statistics of dissemination area variables and their correlations with noise levels	81
Table 2. Number of dissemination areas by quintiles of median household income and average noise levels (LA_{eq24h}), Montréal, 2006	81

RÉSUMÉ

Les niveaux sonores extérieurs élevés qui proviennent principalement des sources fixes (ex. industries) et mobiles (transports aérien, ferroviaire et routier) peuvent entraîner des effets sur la santé des populations. Des études scientifiques rapportent des associations entre les niveaux sonores élevés et la gêne, la perturbation du sommeil ainsi que les maladies cardiovasculaires. La réalisation d'une cartographie sur les niveaux sonores est un moyen essentiel pour identifier les secteurs problématiques afin d'orienter les interventions visant la réduction des effets du bruit sur la santé.

Dans le cadre de cette maîtrise, un modèle statistique (Land Use Regression) a été développé pour prédire les niveaux sonores sur le territoire de l'île de Montréal. Le modèle a été développé à partir de deux campagnes d'échantillonnage des niveaux sonores pour 87 sites l'été et 62 sites l'hiver, pour une période de deux semaines. Les niveaux sonores (LAeq24h) ont été modélisés séparément pour chacune des saisons à l'aide d'un modèle additif généralisé (GAM). Plusieurs déterminants de l'environnement bâti reconnus pour influencer les niveaux sonores extérieurs (ex. routes majeures, aéroport, végétation) ont été introduits dans le modèle. La plupart de ceux-ci ont été testés dans des zones de différents rayons afin de tenir compte de l'atténuation des niveaux sonores avec la distance. Le modèle a été appliqué à une résolution de 20 m sur l'ensemble de l'île de Montréal afin d'obtenir une carte des niveaux sonores moyens.

Le modèle de l'été explique 64 % de la variation des LAeq24h, alors que celui de l'hiver explique 40 % de la variation. L'erreur moyenne de prédiction des niveaux sonores est respectivement de 3,3 dBA et 4,0 dBA pour l'été et l'hiver.

La cartographie a permis par la suite d'explorer l'association entre les niveaux sonores et le statut socio-économique de la population montréalaise. Six indicateurs du recensement de 2006 ont été corrélés aux niveaux de bruit à l'échelle des aires de diffusion. Les résultats montrent que sur l'île de Montréal, les personnes défavorisées vivent dans les milieux où les niveaux sonores sont les plus élevés. Les interventions visant à réduire les niveaux de bruit devraient cibler ces populations, pour qui les effets sanitaires des niveaux sonores élevés s'additionnent à ceux d'autres facteurs de risque.

Mots-clés:

Bruit, niveaux sonores, déterminants de l'environnement, modèle statistique, land use regression, défavorisation

LISTE DES ACRONYMES

dB Décibel

dBA Décibel avec filtre A

GAM Modèle additive généralisé (General linear model)

LUR Land use regression

LA_{eq24h} Niveau sonore moyen sur une période de 24 heures

NEF Courbe d'ambiance sonore (Noise Exposure Forecast)

OMS Organisation mondiale de la santé

PAS Pourcentage d'erreur acceptable (Percentage of acceptable verification sites)

RMSE Racine carrée de l'erreur moyenne quadratique (Root mean squared error)

SIG Systèmes d'information géographique

INTRODUCTION

Parmi les nombreux enjeux et défis environnementaux, la pollution sonore et ses effets sur la santé humaine figurent rarement au premier rang des menaces les plus pressantes. Toutefois, l'exposition aux niveaux élevés de bruit environnemental est de plus en plus reconnue comme pouvant causer d'importants problèmes de santé chez les individus. En effet, plusieurs impacts négatifs liés au bruit sont maintenant bien documentés et reconnus, et le contexte actuel d'urbanisation rapide à l'échelle mondiale est particulièrement favorable aux agressions sonores. De fait, les principales sources de bruit environnemental sont en lien avec le transport routier, aérien et ferroviaire et leur prolifération va de pair avec l'accroissement mondial du phénomène urbain.

Consciente de ces enjeux et dans le but de tenter de pallier le manque d'information sur les niveaux d'exposition de la population, l'Union Européenne a produit en 2002 une directive considérant désormais le bruit extérieur comme l'un des principaux problèmes environnementaux auxquels les populations sont exposées de manière de plus en plus systématique. Dans le même ordre d'idées, en 1999, l'Organisation mondiale de la santé (OMS) a pour sa part publié des lignes directrices visant la gestion du bruit dans l'environnement.

Au Canada, bien que la question de la pollution sonore, notamment en milieu urbain soit loin d'être inconnue, aucune politique n'est encore venue encadrer l'étude et la gestion du bruit environnemental. Ce constat s'applique également à l'échelle de la province de Québec, qui ne s'est pas non plus dotée jusqu'à présent d'outils de lutte contre le bruit. Pourtant, les sources de bruit du transport n'y sont pas moins présentes puisqu'en 1994 on estimait que parmi les canadiens incommodés par le

bruit, 39 % l'étaient à cause du transport routier, 7,2 % à cause du transport aérien et 4 % à cause du transport ferroviaire (Michaud, 2005).

À Montréal, plusieurs arrondissements possèdent leur réglementation sur les nuisances sonores (Ville de Montréal, 2014a), cependant cette réglementation ne concerne principalement que les sources fixes (ex. la thermopompe des voisins) ou le comportement des individus.

Dans la région montréalaise, la prolifération du bruit en milieu urbain, intimement liée aux différentes formes de transports, se renforce année après année, sous l'effet de deux phénomènes l'essor de l'automobile et l'étalement du réseau routier, lesquels sont particulièrement importants sur le territoire de la communauté urbaine de Montréal (IREC, 2014).

Il apparaît donc extrêmement pertinent, dans le contexte de la métropole, de décrire le phénomène de la pollution sonore en milieu urbain, par manque de données primaires, à l'aide d'un modèle statistique estimant les niveaux de bruit en fonction de paramètres (déterminants) de l'environnement. Dans un second temps, et parce que le bruit ne semble pas affecter toutes les couches de la population de la même manière, le présent mémoire identifie les différences socio-économiques de l'exposition des populations aux nuisances sonores.

Le premier chapitre décrit les ondes sonores et le bruit, les indicateurs acoustiques, les sources de bruit environnemental ainsi que les différentes méthodes pour estimer les niveaux de bruit sur un territoire. Il expose également les effets du bruit sur la santé et le lien entre l'exposition au bruit et le statut socio-économique. Le chapitre 2 présente la méthodologie de l'étude rattachée à chacune des hypothèses de recherche. Les chapitres 3 et 4 présentent les résultats de la recherche à l'aide de deux articles

scientifiques. Et finalement, le chapitre 5 présente la discussion en lien avec les principaux résultats de l'étude.

CHAPITRE I

LITTÉRATURE PERTINENTE

1.1 Les ondes sonores et bruit

Le son est une vibration mécanique qui se propage sous forme d'ondes dans le milieu environnant par un mouvement longitudinal (Picaut *et al.*, 2012). Lors de la propagation d'une onde sonore, les molécules d'air en mouvement modifient la pression atmosphérique localement. Cette variation de pression est appelée pression acoustique. Une onde sonore se compose principalement de deux paramètres, soit l'amplitude de la variation de la pression atmosphérique et de la fréquence de l'oscillation. L'amplitude du son détermine son intensité. La fréquence de l'oscillation de l'onde sonore détermine si le son est aigu ou grave (Leclercq, 2002; Picaut *et al.*, 2012). Le spectre de fréquences audibles perceptibles par une oreille humaine en santé est de 20 à 20000 hertz (Picaut *et al.*, 2012).

L'intensité d'un son est mesurée en décibels. Un « bel » est le rapport entre la pression d'un son et la plus petite pression audible par l'oreille humaine (i.e. 2×10^{-5} pascals) et exprimé sous forme de logarithme pour restreindre son étendue. Le « bel » est multiplié par 10 pour exprimer la mesure du son en décibels (dB) (OMS, 2007b). Étant donné que la mesure de l'intensité du son est rapportée sur une échelle logarithmique, une pression acoustique qui passe du simple au double augmente en réalité de 3 dB (OMS, 1999; Picaut *et al.*, 2012).

Afin de rendre la mesure de l'intensité du son similaire à la perception de l'oreille humaine, on lui appose un filtre de type A qui pondère à la baisse, les basses fréquences. On exprime ainsi l'unité de mesure en dBA (OMS, 2001).

Le bruit est composé d'un son ou d'un ensemble de sons jugés indésirables; selon l'Organisation Mondiale de la Santé, le bruit est un son audible qui peut être néfaste pour la santé physique, mentale et sociale (OMS, s. d.).

1.2 Les indices acoustiques

La quantification des niveaux sonores auxquels la population est exposée se fait à l'aide d'un indice acoustique. On classe les indices acoustiques en deux grandes familles, soit les indices de type événementiel et les indices de type intégré (ANSES, 2012).

Les indices événementiels traduisent des variations importantes dans les niveaux de bruit sur un court laps de temps. Ils correspondent généralement aux pics de bruit souvent associés à des événements isolés. On les mesure en décibels dans le filtre A et on présente notamment la mesure en LA_{max} . À titre indicatif, le tableau 1 présente des niveaux sonores associés à des événements acoustiques.

Tableau 1. Échelle des niveaux sonores et réactions humaines (Adapté de l'OMS, 2001)

Événement acoustique	Niveau de bruit (dBA)	Impression subjective
Décollage d'un avion à 50 m	140	
Décollage d'un avion à 300 m	120	Seuil de la douleur
	110	Supportables pour une courte période
Marteau-piqueur à 10 m	100	
Rue à circulation dense	90	Très douloureux
Rue animée	70	Douloureux
Conversation normale	60	
	50	Normal
	40	Calme
Forêt	30	
	20	Très calme
Laboratoire acoustique	10	
	0	Seuil de perception

Quant aux indices de type intégré, ils font plutôt référence à une moyenne de pression acoustique ressentie durant une période de temps « T » donnée. Ils se mesurent aussi en décibels dans le filtre A, et on les représente par les LAeq T, comme le LAeq 24h (ANSES, 2012). L'OMS recommande l'utilisation de ce dernier indicateur pour représenter les niveaux sonores en continu dans l'environnement, comme ceux issus du trafic routier (OMS, 1999). Les indices intégrés peuvent aussi être calculés en fonction du jour ou de la nuit afin de mieux représenter les moments où l'exposition est plus nuisible pour les individus. Les indices intégrés pour le jour sont généralement calculés pour la période entre 7h00 et 23h00, et ceux pour la nuit, entre 23h00 et 7h00. Parfois quelques dBA sont ajoutés aux niveaux sonores de la nuit ou à ceux du soir, on nomme alors ces indicateurs Ldn et Lden (OMS, 1999).

1.3 Bruit environnemental et ses sources

Le bruit environnemental est un son indésirable issu d'activités humaines extérieures (OMS, 2007a). Les principales sources d'émission de bruit environnemental sont le transport routier, aérien et ferroviaire, les industries, les travaux publics et la construction ainsi que le bruit provenant du voisinage et des activités de loisirs (OMS, 1999).

1.3.1 Transport

Le bruit issu du transport, principalement celui du trafic routier, est la source d'exposition à la pollution sonore la plus importante en milieu urbain (OMS, 1999; Makarewicz, 1993; Hammer *et al.*, 2014). En France par exemple, 75% de la population exposée à des niveaux de bruit élevés (i.e. dépassant 55 dBA, Lden) serait attribuable au bruit du trafic routier. Le bruit issu du transport routier est fonction du débit de trafic, de la vitesse ainsi que des types de véhicules (voitures ou camions) et des caractéristiques de la chaussée (Reethof, 1973; ANSES, 2012).

Les opérations des aéroports peuvent aussi générer beaucoup de bruit, mais principalement dans les secteurs à proximité de ces derniers. Le bruit associé aux opérations des aéroports dépend de la nature des aéronefs (aviation civile, militaire, de tourisme ou hélicoptère); en règle générale, les aéronefs plus gros et plus lourds produisent des niveaux sonores plus élevés que les avions plus légers (OMS, 1999). Le bruit associé aux opérations des aéroports dépend aussi des activités de vol notamment en basse altitude (ex. décollage et atterrissage), et des activités au sol (ex. phase de roulage) (ANSES, 2012). Toujours à titre d'exemple, en France, 6% de la population exposée à des niveaux de bruit élevés (i.e. dépassant 55 dBA, Lden) serait attribuable au bruit du trafic aérien (ANSES, 2012).

Finalement les activités ferroviaires sont aussi des sources de bruit. Ces activités incluent la circulation des trains sur les rails et les activités de triage dans les gares. La

vitesse des trains augmente les niveaux de bruit. Le type de moteur, de wagon ou de rail influence aussi les niveaux de bruit générés par les activités ferroviaires (ANSES, 2012). En France, 18% de la population exposée à des niveaux de bruit élevés (i.e. dépassant 55 dBA, Lden) serait attribuable au bruit du transport ferroviaire (ANSES, 2012).

1.3.2 Les industries

Les secteurs industriels et leurs instruments mécanisés sont une source importante de bruit tant à l'intérieur des bâtiments qu'à l'extérieur de ceux-ci, causant ainsi une exposition importante chez les travailleurs et pour les milieux avoisinants (OMS, 1999; Ville de Montréal, 2005). Le bruit de sources industrielles provient de grands sites industriels et d'activités artisanales ou commerciales. Les activités industrielles sont variées et elles influencent les caractéristiques du bruit qu'elles génèrent. Parmi ces activités on retrouve celles qui sont permanentes (jour et nuit), celles qui utilisent de nombreuses machines et équipements et des modes opératoires (ex. chutes d'objet, ouvertures de portes, etc.) induisant des bruits intermittents ou impulsionnels (ANSES, 2012).

1.3.3 Les travaux publics et la construction

Les travaux publics et la construction sont d'autres sources importantes de bruit environnemental. Les bruits proviennent de divers équipements et activités comme les grues, les marteaux piqueurs, les bétonnières, lors de la manutention, du martelage, du perçage, etc. Les travaux publics ne sont pas présents de façon permanente, mais plutôt sur une période de temps définie (OMS, 1999).

1.3.4 Autres sources

D'autres sources contribuent au bruit environnemental. Certaines sont associées à l'utilisation d'équipements (ex. tondeuse à gazon, pompe thermique), d'autres aux comportements des individus (ex. rassemblements et spectacles extérieurs). Les

véhicules à moteur dédiés aux loisirs, comme les véhicules tout terrain, les bateaux, les motoneiges, de plus en plus utilisés, font aussi partie des autres sources notables de bruit environnemental dans les secteurs résidentiels (OMS, 1999).

1.4 Propagation du bruit

Dans un espace sans obstacle, la propagation des ondes sonores dépendra du type de source, soit les sources ponctuelles (ex. marteau piqueur) et les sources cylindriques (ex. flot continu de véhicules d'une autoroute). Les ondes sonores de sources ponctuelles se diffusent de façon sphérique quant aux ondes de sources cylindriques, elles se diffusent par un rayonnement cylindrique (Picaut *et al.*, 2012). En s'éloignant d'une source ponctuelle, l'intensité du bruit diminue de 6 dBA en doublant la distance; l'intensité du bruit diminue de 3 dBA en doublant la distance d'une source cylindrique (Picaut *et al.*, 2012). Ainsi les ondes sonores émises par les routes qui sont des sources de bruit cylindriques, sont donc perceptibles sur une plus grande distance que les ondes sonores émises par des sources ponctuelles (Piercy *et al.*, 1977).

La propagation des ondes sonores est influencée par l'absorption des surfaces qu'elles rencontrent. Par exemple, l'augmentation de la végétation est associée à une diminution des niveaux sonores (Piercy, 1977). La propagation des ondes sonores est aussi influencée par l'absorption atmosphérique et par les éléments météorologiques (ex. la température et la pluie) (Piercy, 1977).

Les ondes sonores peuvent être réfléchies par des obstacles qu'elles rencontrent lors de leurs déplacements, notamment par les bâtiments (Picaut *et al.*, 2012). Les obstacles sont particulièrement nombreux en milieu urbain. Finalement, les ondes sonores peuvent aussi être transmises par les surfaces qu'elles rencontrent lors de leur propagation. L'absorption, la réflexion ou la transmission acoustique dépend des caractéristiques des matériaux (Picaut *et al.*, 2012).

1.5 Estimation des niveaux d'exposition au bruit environnemental

Il existe plusieurs façons d'estimer les niveaux d'exposition d'une population au bruit environnemental. La façon la plus exhaustive est l'échantillonnage individuel, mais cette approche est fastidieuse, coûteuse, et ne peut s'appliquer à une grande population (Jerrett *et al.*, 2005).

Une alternative à la prise de mesures individuelles est l'utilisation de modèles mathématiques ou statistiques qui permettent d'estimer les niveaux d'exposition là où aucune mesure n'a été effectuée (Jerrett *et al.*, 2005). Depuis les années 1990, plusieurs modèles et logiciels ont été développés afin d'estimer l'exposition sonore de la population. Le développement de ces modèles a été facilité par l'essor des systèmes d'information géographique (SIG). Notons que le résultat de la modélisation comporte une marge d'erreurs associées à l'estimation; le résultat de la modélisation est donc une traduction imparfaite de la réalité (Steele, 2001; Alberola *et al.*, 2002; Zou *et al.*, 2009; Jerrett *et al.*, 2010).

On retrouve principalement deux méthodes de modélisation pour estimer l'exposition de la population aux niveaux de bruit environnemental, soit les modèles numériques et les modèles statistiques. Ces modèles sont brièvement décrits dans les sections suivantes. À noter que très peu de modèles existent pour estimer les niveaux de bruit des villes canadiennes.

1.5.1 Modèles numériques

Les modèles numériques sont basés sur des équations mathématiques provenant de lois physiques et sur des caractéristiques des sources d'ondes sonores. Les connaissances préalables nécessaires concernant les sources d'émission sont nombreuses. Par exemple, pour le trafic routier les connaissances préalables incluent notamment les types de véhicules qui circulent, le type de revêtement des chaussées, la vitesse permise en tous lieux, etc. (Murphy et King, 2010).

Il existe une panoplie de logiciels spécialisés de modèles numériques pour estimer les niveaux de bruit à partir de sources d'émissions et pour la réalisation des cartes de niveaux sonores. Parmi ceux-ci on retrouve les logiciels CadnaA, Mithra-SIG, FHWA, CORTN (Xie *et al.*, 2011) et SoundPLAN (Guedes *et al.*, 2011).

La plupart des modèles numériques se divisent en deux types d'approches, soit les modèles sources et les modèles de propagation. Les modèles sources fournissent un estimé sonore pour un lieu donné (par exemple : pour un tronçon de rue) en fonction des caractéristiques de ce lieu (ex. revêtement) et des caractéristiques de la source d'émission (ex. catégories et nombre de véhicules). Quant aux modèles de propagation, plus complexes, ils incluent l'atténuation des ondes sonores émises à un endroit donné en fonction de plusieurs variables comme la distance entre le site et la source, l'absorption de l'air, etc. (Aballéa *et al.*, 2010).

Les modèles numériques présentent certains désavantages. Premièrement certains modèles ne pourraient pas tenir compte des sources de bruit inconnues (i.e. bruit de fond). La réalisation de ce genre de modèle demanderait aussi une grande quantité d'information sur les caractéristiques de l'environnement (ex. type de chaussé), information pas toujours disponibles pour un territoire donné. Ils nécessiteraient aussi des calculs complexes, qui rendraient difficiles les analyses portant sur un vaste territoire (Xie *et al.*, 2011). Finalement, il convient de noter que divers modèles

produiraient des différences importantes dans les résultats (Murphy et King, 2010; Lercher, 2012).

Seto *et al.* (2007) présentent un exemple d'utilisation d'un modèle numérique pour estimer les niveaux de bruit associés au transport routier pour le territoire de San Francisco. Dans un premier temps, le niveau de circulation horaire et la composition des véhicules dans tous les quartiers du territoire ont été estimés de la façon suivante. À l'intérieur des quartiers, les routes ont été catégorisées en artères ou en rues locales; les débits de trafic moyens mesurés par le Département des Transport de San Francisco ont été attribués aux routes dont les débits étaient inconnus. Afin d'estimer la composition des véhicules, le décompte des automobiles, des camions légers, des camions lourds et des autobus a été réalisé pour tous les quartiers à l'aide d'orthophotos. La variation horaire des débits routiers a été basée sur des mesures à certains sites.

Ensuite, les niveaux sonores ont été estimés avec le logiciel TNM2.5 (Traffic Noise Model) à partir des débits horaires de trafic routier. Certains paramètres disponibles dans le modèle n'ont pas été utilisés pour simplifier la modélisation, comme les barrières ou les différents types de chaussée. Pour chaque heure de la journée, les niveaux sonores émis par les quatre types de véhicules ont été additionnés à la localisation du point central de chaque tronçon de rue.

Seto *et al.* (2007) démontrent qu'il existe une variation spatiale importante dans les niveaux sonores sur le territoire de San Francisco. En effet, les niveaux sonores estimés pouvaient être jusqu'à deux fois plus élevés dans certains quartiers. De plus, les débits de trafic de véhicules lourds contribueraient de façon importante aux niveaux de bruit.

L'estimation des niveaux de bruit environnemental par les modèles numériques est fréquemment utilisée dans les grandes villes européennes. L'utilisation de ces modèles fait suite à la mise en place de la Directive européenne sur le bruit dans l'environnement (Directive Européenne 2002/49/CE). Cette directive précise entre autre qu'une cartographie des niveaux sonores doit être réalisée pour chacune des sources d'émission de bruit présentes sur le territoire. Très peu de modèles ont cependant été développés au Canada. Le seul exemple de la littérature scientifique porte sur l'utilisation du logiciel CadnaA pour estimer les niveaux de bruit à Vancouver (Gan *et al.* 2012).

1.5.2 Estimation statistique

L'utilisation des modèles statistiques ou modèles de régression de type « Land Use Regression » (LUR) est très récente pour estimer les niveaux de bruit environnemental mais ces modèles ont largement été utilisés pour estimer les concentrations de polluants atmosphériques en milieu urbain (Zou *et al.*, 2009). Les SIG sont essentiels à la réalisation des LURs et ils ont grandement contribué au développement de ces derniers (Hoek, 2008).

Lors du développement d'un LUR, des caractéristiques locales de l'environnement, disponibles pour l'ensemble d'un territoire, sont utilisées pour expliquer des niveaux mesurés, i.e. de bruit (Jerrett *et al.*, 2005). L'équation statistique représentant la relation entre les caractéristiques de l'environnement (i.e. prédicteurs) et les mesures est ensuite utilisée pour prédire les niveaux de bruit là où aucune mesure n'a été effectuée, à partir des prédicteurs disponibles en tout point (Hoek, 2008; Jerrett, 2005).

La principale limite des LURs est qu'il est difficile de distinguer l'impact de chacun des prédicteurs sur les niveaux de bruit, étant donné que plusieurs d'entre eux sont

corrélés. La méthode est cependant très peu coûteuse et elle peut être appliquée facilement pour un très grand nombre de sites (Hoek, 2008, Jerrett *et al.*, 2005).

Xie *et al.* (2011) présentent un exemple de modèle de type LUR développé pour estimer les niveaux de bruit de la municipalité de Dalian en Chine. Pour développer le modèle, les niveaux de bruit ont été mesurés à 202 sites répartis au centre-ville et en banlieue. Les déterminants de l'environnement (i.e. variables en lien avec les sources ou la propagation des niveaux sonores) qui ont été utilisés pour développer le modèle incluent, pour quatre zones tampons autour des sites de mesures (20 m, 60 m, 100 m, 140 m), les superficies de zones industrielles, commerciales, résidentielles et d'espaces verts ainsi que la longueur de trois catégories de routes, variant selon l'intensité du trafic routier. Les quatre zones tampons ont été choisies pour tenir compte de la propagation des ondes sonores sur le territoire.

Au Tableau 2, les quelques autres modèles statistiques développés pour estimer les niveaux de bruit sont présentés (To *et al.* 2002; Aguilera *et al.* 2014; Zuo *et al.*, 2014). Ces modèles ont testés plusieurs déterminants de l'environnement souvent calculés dans de nombreuses zones tampons autour des sites de mesures. Les variables qui représentent le volume du trafic routier ainsi que l'occupation du sol ont fréquemment été retenues pour prédire les niveaux de bruit. Les modèles de Zuo *et al.* (2014) et de Xie *et al.* (2011) figurent parmi ceux ayant été développés à partir d'un grand nombre de sites d'échantillonnage. Celui de Zuo *et al.* (2014) est le seul modèle de type LUR développé pour estimer les niveaux de bruit d'une ville canadienne (Toronto).

Tableau 2. Modèles de bruit développés par les méthodes statistiques

Auteurs	Territoire d'étude	Période de mesure	Nombre de sites	Déterminants de l'environnement	Zones tampons (m)
Aguilera <i>et al.</i> (2014)	Basel, Switzerland; Girona, Spain; Grenoble, France	2009 à 2011	Basel : n=60; Girona : n=40; Grenoble : n=41	Densité de population et de bâtiments, longueur des routes, volume de trafic, distance des routes et du transport collectif, superficie des différentes occupations du sol	100, 200, 500, 1000
Zuo <i>et al.</i> (2014)	Toronto, Canada	Été et novembre 2012; Janvier 2013	554	Volume de trafic, longueur des routes, occupation du sol	50, 100, 200, 500
Xie <i>et al.</i> (2011)	Dalian, Chine	Mai 2008	172	Occupation du sol (résidentiel, industriel, commercial et espace vert), longueur des routes, autoroutes et chemin de fer	20, 60, 100, 140
To <i>et al.</i> (2002)	Hong Kong, Chine	1999	18	Volume de trafic selon le type de véhicule (léger ou lourd), vitesse moyenne des véhicules	Aucun

1.6 Effets du bruit environnemental sur la santé

L'exposition au bruit environnemental issu du transport (i.e. routier, aérien et ferroviaire) a été associée à de nombreux effets sur la santé. L'exposition au bruit du transport engendre avant tout un inconfort, de la gêne, et de la perturbation du sommeil (OMS, 2007a; Basner, 2006; Hammer *et al.*, 2014). L'exposition prolongée au bruit environnemental peut également entraîner des conséquences sur la santé physique et mentale. En effet, plusieurs études épidémiologiques effectuées surtout en milieu urbain en Europe, suggèrent une association positive entre l'exposition prolongée aux niveaux de bruit et l'hypertension (Babisch, 2006; Jarup, 2008; Huss *et al.*, 2010; Basner *et al.*, 2013; Hammer *et al.*, 2013). L'incidence d'événements ischémiques (i.e. infarctus du myocarde) a aussi été associée à l'exposition au bruit, notamment du transport routier (Basner *et al.*, 2013). Finalement quelques études rapportent que l'exposition au bruit pourrait entraîner des problèmes d'apprentissage chez l'enfant (Stansfeld *et al.*, 2005).

Étant donné les effets sanitaires du bruit environnemental, l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) fixe ses valeurs guides de niveaux de bruit acceptable à l'extérieur à 40 dBA la nuit et à 55 dBA le jour.

1.7 Statut socio-économique et bruit

Le statut socioéconomique est régulièrement utilisé comme indicateur de défaveur. La défaveur est un état de désavantage d'un individu, d'une famille ou d'un groupe d'individus par rapport à sa communauté locale ou à sa société (Townsend, 1979). Selon Townsend 1979, il existe deux formes de défaveur : la défaveur sociale et la défaveur matérielle. La première réfère au manqué de biens et de commodités fondamentaux tel un lieu d'habitation sécuritaire, une alimentation adéquate. La deuxième réfère aux relations sociales entre membres d'une famille, d'une communauté, d'un lieu de travail.

Le statut socioéconomique est souvent estimé à partir d'information sur le revenu, l'emploi, l'éducation, le nombre d'individus d'un ménage, et provenant du recensement de la population. Des indicateurs ont aussi été développés pour combiner plusieurs variables du recensement. Par exemple, Pampalon et Raymond (2000) ont développé un indicateur de défaveur sociale et un indicateur de défaveur matérielle en combinant plusieurs variables du recensement canadien.

Les personnes défavorisée, notamment celles qui ont des revenus plus faibles, sont souvent plus exposées à des risques environnementaux de toute sorte, tels que des conditions de logements insalubres (moisissures, insectes) ou habitent des résidences localisées à proximité de zones problématiques comme des routes à haut débit de trafic, des aéroports, des sites de déchets dangereux ou des sites d'enfouissement (Kohlhuber *et al.*, 2006). Par ailleurs, quelques études rapportent un lien entre les concentrations des polluants de l'air provenant du trafic routier et les niveaux de bruit dans l'environnement (Seto, 2007; Foraster *et al.*, 2011; Kheirbek *et al.*, 2014). Ainsi, les individus qui habitent à proximité d'axes routiers importants pourraient être doublement exposés à des niveaux élevés de polluants de l'air et de bruit.

La relation entre l'exposition au bruit et la défaveur a été documentée dans les quelques études recensées au tableau 3. Ces études proviennent de toutes les régions du monde; toutefois aucune n'a porté sur ce sujet au Canada. L'exposition au bruit a été estimée à l'aide des modèles numériques et la défaveur, avec des indicateurs composites ou à partir du revenu. La majorité des études rapportent une relation positive entre la défaveur et l'exposition au bruit (; Kruize et Bouwman, 2004; Lam et Chan, 2008; Xie et Kang, 2010; Ogneva-Himmelberger et Cooperman, 2010; Lam et Chung, 2012; Nega *et al.*, 2013; Riedel *et al.*, 2014), par contre, les résultats de certaines études sont divergents. Ainsi à Paris (France), les populations défavorisées seraient exposées à des niveaux de bruit plus faibles (Harvard *et al.* 2009). Ce phénomène s'expliquerait en partie par le fait que les populations moins nanties

vivraient en périphérie de la ville, là où il y a moins d'autoroutes, alors que les populations plus riches habiteraient dans la ville et près des artères principales, là où il y a beaucoup de circulation automobile.

Tableau 3. Études en lien avec le statut socio-économique et le bruit

Auteur(s)	Territoire d'étude	Indicateurs de défaveur	Association avec la défaveur
Riedel <i>et al.</i> (2014)	Ruhr, Allemagne	Éducation	Positive
Nega <i>et al.</i> (2013)	Twin Cities, États-Unis	Revenu, pourcentage de résidents non-blancs	Positive
Bocquier <i>et al.</i> (2012)	Marseille, France	Un indice de défaveur économique	Non-linéaire
Lam et Chung (2012)	Hong Kong, Chine	Revenu, éducation, statut et type d'emploi, langue parlée, propriétaire du domicile, densité de personnes dans le logement, type de bâtiment, un indice du statut socio-économique	Positive
Havard <i>et al.</i> (2011)	Paris, France	Âge, éducation, revenu, emploi, propriétaire du domicile, statut d'immigrant, caractéristiques des quartiers	Négative
Ogneva-Himmelberger et Cooperman (2010)	Near Boston Logan Airport, États-Unis	Origine ethnique, revenu, valeur des résidences	Positive
Xie et Kang (2009)	Londres, Royaume-Uni	Plusieurs indicateurs de défaveur	Positive
Lam et Chan (2008)	Hong Kong, Chine	Éducation, statut d'emploi, revenu	Positive
Brainard <i>et al.</i> (2004)	Birmingham, Royaume-Uni	Âge, origine ethnique, un indice de défaveur, occupation principale, information sur les ménages	Aucune relation
Kruize et Bouwman (2004)	Rijnmond, Holland	Revenu, état civil	Positive (sauf pour le bruit des avions)

1.8 Problématique

L'exposition au bruit environnemental a été associée à de la gêne, à de la perturbation du sommeil et à des effets sur la santé comme à des maladies cardiovasculaires, de même qu'à des problèmes d'apprentissage chez l'enfant (Basner *et al.*, 2013). Le transport aérien, ferroviaire et routier est une source importante de bruit environnemental en milieu urbain (ANSES, 2012).

Montréal est une des grandes villes canadiennes où de nombreuses plaintes associées au bruit environnemental ont été formulées auprès de différentes autorités gouvernementales ces dernières années. Par exemple, des plaintes ont été déposées auprès du Ministère des Transports (MTQ) en lien avec le bruit du trafic routier sur l'autoroute Décarie (Transport Québec, 2006). La Direction de santé publique de Montréal a aussi reçu de nombreuses plaintes en lien avec le transport aérien et ferroviaire. Différentes suites ont été données à ces plaintes. Par exemple, le MTQ a estimé les niveaux de bruit d'un tronçon de l'autoroute Décarie à l'aide d'un modèle numérique. Puisque les niveaux de bruit estimés étaient plus élevés que leur critère d'intervention (i.e. $LA_{eq24h} > 65\text{dBA}$), des mesures correctives ont été proposées pour réduire l'exposition au bruit des riverains de l'autoroute. La Direction de santé publique de Montréal a pour sa part rédigé des avis visant à protéger la santé de la population, suite à des mesures de bruit réalisées à proximité de la cours ferroviaire de Pointe Saint-Charles (DSP, 2013), et à une modélisation numérique des niveaux de bruit associées aux mouvements aériens de l'aéroport international (DSP, 2014).

Malgré ces mesures et modélisations ponctuelles, un portrait global des niveaux de bruit à Montréal n'était toujours pas disponible en 2014, contrairement aux autres grandes villes canadiennes comme Toronto et Vancouver. Rappelons que Zuo *et al.* (2014) ont développé un modèle statistique pour estimer les niveaux de bruit de Toronto, tandis que Gan *et al.* (2012) ont développé une carte de bruit pour Vancouver, à l'aide d'un modèle numérique. De plus, aucune étude n'a porté jusqu'à ce jour, sur les liens entre les niveaux de bruit et la défaveur au Canada.

Ainsi, les objectifs et hypothèses de ce mémoire sont :

Objectif 1 : Développer un modèle statistique pour estimer les niveaux de bruit environnemental à Montréal, à partir de facteurs qui augmentent ou atténuent les niveaux de bruit.

Hypothèse 1 : L'augmentation du transport (routier, ferroviaire, aérien et portuaire), d'activités industrielles et commerciales et de la densité de la population, augmentent les niveaux de bruit, tandis que l'augmentation de la végétation les atténue.

Objectif 2 : Déterminer si les populations défavorisée sont plus exposées au bruit à Montréal.

Hypothèse 2 : L'augmentation de la défaveur est associée à l'augmentation de l'exposition au bruit à Montréal.

CHAPITRE II

MÉTHODOLOGIE

2.1 Territoire d'étude

Le territoire de l'étude est l'agglomération de Montréal correspondant à l'île du même nom, dont la superficie est de 500 km². En 2013, la population du territoire de l'agglomération était de 1 886 480 d'habitants (Statistique Canada, 2013). L'agglomération de Montréal se divise en 16 villes liées, dont la ville de Montréal qui inclue la majorité de la population de l'agglomération avec 1 649 519 individus (ville de Montréal, 2014b). Ainsi, Montréal est la deuxième plus grande ville du Canada après Toronto.

En 2012, le territoire se compose de terrains à vocation résidentielle dans une proportion de 40 % et dont la densité varie selon les secteurs. Les quartiers centraux sont denses avec une mixité des catégories d'occupation du sol, alors que ceux situés plus à l'ouest se composent principalement de zones résidentielles à faible densité et peu de mixité. Quant à l'est du territoire, il est constitué d'un mélange de faible, moyenne et haute densité résidentielle. En 2012, la proportion de l'agglomération occupée par les industries est de 13 % et celle consacrée aux espaces verts (ex. parcs ou golfs) occupe 12 %. Le réseau routier couvre l'ensemble du territoire, où plus de 1000 km représentent le réseau routier supérieur (artères principales et secondaires) (Ville de Montréal, 2002) et 140 km le réseau autoroutier (Transport Québec, s. d.). Le territoire possède également un aéroport international (Montréal-Trudeau) localisé à Dorval. Le transport ferroviaire est aussi présent sur le territoire, notamment pour les marchandises, et plusieurs kilomètres de chemin de fer traversent l'île. Montréal est également une ville portuaire, et son port occupe une grande partie de la rive côté sud (Ville de Montréal, 2005).

La Figure 1 présente une carte du territoire d'étude avec les différentes zones d'occupation du sol (résidentielles, industrielles, commerciales, parcs et espaces verts), le réseau routier principale (artères et autoroutes), les chemins de fer ainsi que la courbe d'ambiance sonore (NEF 25). Les courbes NEF (Noise Exposure Forecast ou prévision de l'ambiance sonore) sont des indicateurs de gêne associée au bruit des mouvements aériens (Transports Canada, 2013). Ces courbes sont calculées à partir du nombre de vols de nuit et de jour, et de la perception du bruit. Plus la valeur de la NEF est élevée (e.g. NEF30 vs NEF25) plus la gêne ressentie est importante. Transports Canada recommande d'instaurer des mesures de mitigation du bruit dans les zones situées à l'intérieur de la courbe NEF 25, car des plaintes sporadiques peuvent être formulées dans cette zone.

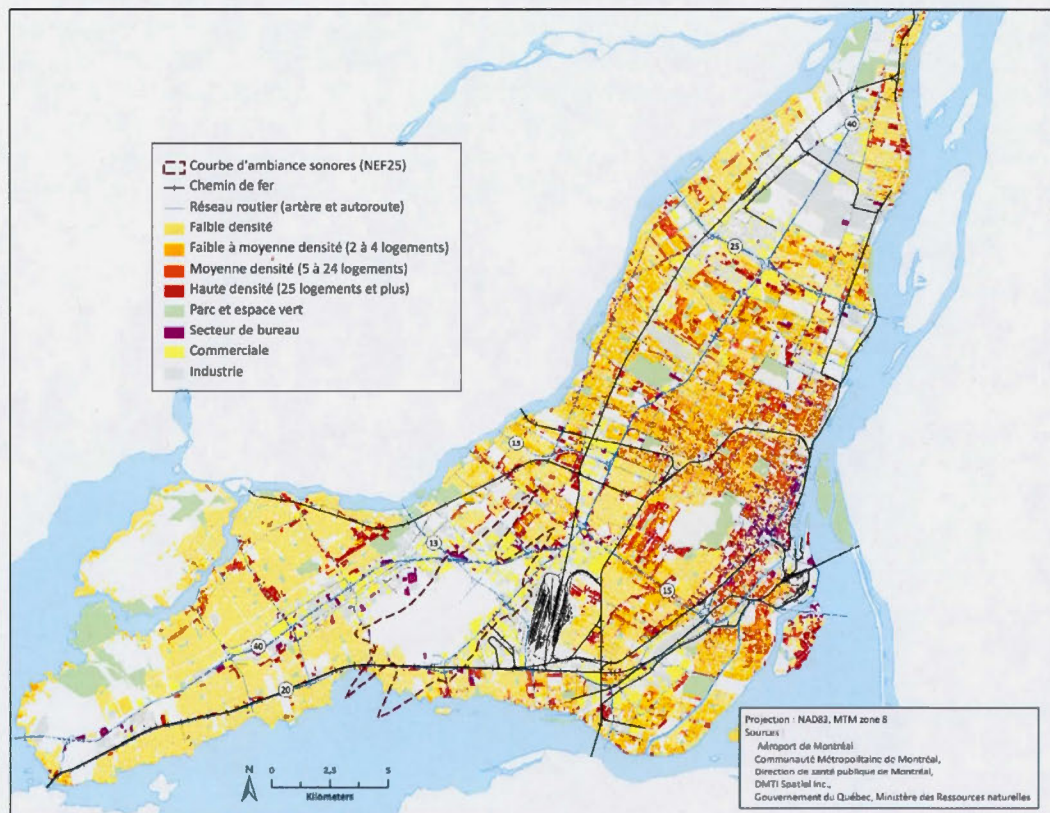


Figure 1. Principaux déterminants servant à estimer le bruit sur l'île de Montréal

2.2 Modèle statistique pour estimer les niveaux de bruit environnemental

Cette section présente les méthodes en lien avec le premier objectif du mémoire qui consiste à développer un modèle statistique de type LUR à partir de mesures de bruit et de déterminants environnementaux, pour estimer les niveaux de bruit en tout point sur le territoire de l'agglomération de Montréal.

2.2.1. Échantillonnage des niveaux sonores extérieurs

2.2.1.1 Sonomètres

Les appareils utilisés pour les mesures de bruit, i.e. Noise Sentry (Convergence Instrument) sont des sonomètres de type 2 et captent les niveaux sonores de façon unidirectionnelle. Ils peuvent être préprogrammés pour que des mesures à divers sites

soient effectuées de façon concomitante. Ils sont peu coûteux ce qui a permis l'achat d'un nombre important d'appareils à déployer de façon simultanée sur le territoire d'étude. Ils ont la capacité d'enregistrer des données pendant plusieurs jours. De plus, ils sont petits et discrets, et il est donc facile de les installer pour échantillonner les niveaux de bruit extérieur. Ils peuvent fonctionner à des températures variant entre -20 °C et 70 °C mais il est préférable de ne pas les exposer à des averses intenses afin de ne pas abîmer le mécanisme électronique. Les Noise Sentry sont moins précis que des appareils de type 1 et l'erreur associée aux appareils peut aller jusqu'à 3 dBA (Paillard, 2010).

2.2.1.2 Campagnes et sites de mesure

Deux campagnes d'échantillonnage des niveaux sonores ont été réalisées sur le territoire de l'agglomération de Montréal, l'une à l'été 2010 et l'autre à l'hiver 2011 afin de tenir compte des variations des niveaux sonores liées aux saisons (Tsai et al. 2009). Le nombre maximal d'appareils de mesure disponibles pour le projet a été utilisé pour l'échantillonnage. Ainsi, 100 appareils ont échantillonné les niveaux sonores pendant deux semaines consécutives et de façon concomitante à l'été 2010 à 100 sites, entre le 11 et le 24 août. À l'hiver 2011, l'échantillonnage s'est étalé sur une plus longue période pour des raisons logistiques: 41 appareils ont mesuré les niveaux de bruit de façon concomitante entre le 26 février et le 12 mars, et 40 appareils ont mesuré entre le 12 mars et le 3 avril.

L'échantillonnage a été effectué pendant plusieurs jours et de façon concomitante, afin de contrôler les variations des niveaux sonores inter-journalière et intra-journalières associées notamment aux facteurs météorologiques. Plusieurs appareils ont été déployés sur le territoire de l'agglomération afin de capter l'influence de nombreuses sources de bruit.

Les sites de l'été 2010 ont été sélectionnés à l'aide d'un modèle « *population-weighted location-allocation* » (Kanaroglou, 2005) par l'équipe de Mark Goldberg de l'Université McGill qui menait en même temps que nous une étude visant la collecte des polluants gazeux. Ils ont été répartis sur l'ensemble du territoire montréalais de façon à obtenir une diversification de la densité de la population et de l'intensité du trafic routier. Les sites étaient tous localisés à proximité de zones résidentielles et en bordure de route. Aucun appareil n'a été installé à l'arrière des bâtiments, au milieu de grands terrains industriels ou de parcs. Durant la campagne d'échantillonnage, plusieurs appareils ont mal fonctionnés, sont tombés ou ont été volés. La sélection des sites d'échantillonnage de l'hiver 2011 s'est faite de façon aléatoire parmi ceux de l'été 2010 pour lesquelles des données de bruit avaient été collectées. La Figure 2 illustre la répartition des sites d'échantillonnage sur l'île de Montréal, pour les campagnes de l'été 2010 et de l'hiver 2011. Les coordonnées géographiques de chaque site d'échantillonnage ont été enregistrées à l'aide d'un GPS de type *Garmin eTrex Legend Cx* puis intégrées dans un système d'information géographique (ArcGIS 9.3).

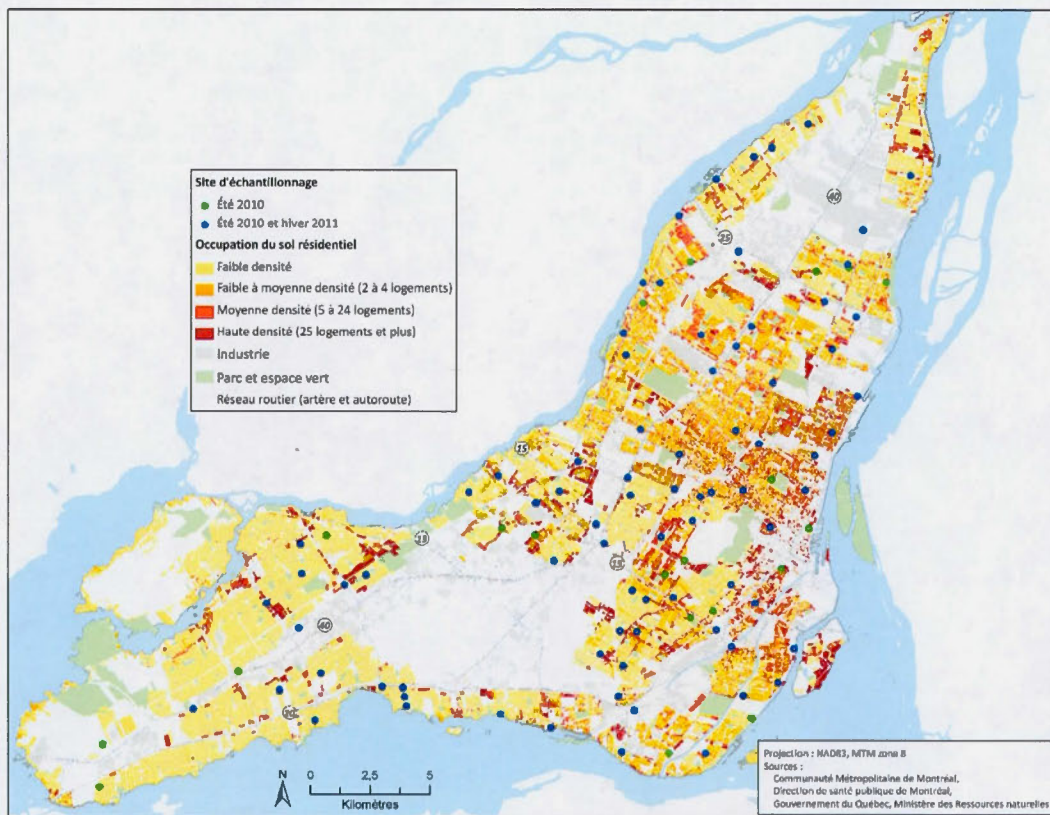


Figure 2. Répartition des sites d'échantillonnage de l'été 2010 et de l'hiver 2011

2.2.1.3 Installation des sonomètres et prise de mesures

Les sonomètres ont été installés à une hauteur variant entre 2,5 et 3 mètres, sur des poteaux en bordure de route. Cette hauteur s'apparente à celle où les activités des individus sont effectuées, mais assez haute pour limiter l'accès facile et le vol des instruments. Sur chaque poteau, un support de métal en « L » a été fixé à l'aide d'une attache autobloquante sur lequel les appareils ont été accrochés. Ainsi, une distance d'environ 10 cm séparait le poteau de l'appareil. Par mesure de précaution, les appareils étaient placés dans des sacs de plastique ouverts à la base, de façon à les protéger des averses. L'annexe A présente des photos de sonomètre Noise Sentry et de leur installation.

Les niveaux sonores ont été mesurés en continu à intervalle de deux minutes. Au final, à chacun des sites, plus de 10 000 enregistrements ont été obtenus durant les deux semaines d'échantillonnage.

2.2.1.4. Calcul de l'indice acoustique LA_{eq24h}

Les niveaux sonores mesurés aux deux minutes ont été utilisés pour compiler un niveau équivalent pour la durée de l'échantillonnage à chaque site, pour les campagnes de l'été 2010 et de l'hiver 2011. Des blocs de 24 heures complets débutant à la même heure ont été utilisés pour le calcul selon l'équation suivante :

$$LA_{eq24h} = 10 \cdot \log \left[\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N 10^{(Le_i/10)} \right]$$

Où

Le = Mesure de bruit aux deux minutes à un site donné

N = Nombre total de mesures aux minutes par site. La période totale inclut plusieurs jours débutant et se terminant à la même heure.

Le LA_{eq24h} a été retenu afin de représenter l'exposition prolongée au bruit environnemental, tel que recommandé par l'OMS (OMS, 1999). Avant de calculer les LA_{eq24h} , les valeurs extrêmes aux deux minutes de chaque site (valeurs plus grandes ou plus petites que trois fois l'écart type de la moyenne) ont été supprimées.

2.2.2 Déterminants environnementaux des niveaux sonores

Les indicateurs en lien avec les déterminants de l'environnement, i.e. variables relatives aux différentes sources ou à la propagation (absorption) des niveaux sonores pour chacun des sites d'échantillonnage sont des distances, des superficies ou des nombres pour des zones tampons de 50, 100, 150, 500 et 750 mètres. Ces zones tampons ont été choisies afin de considérer la distance de l'influence de la source ou

de la propagation. De plus, certains indicateurs représentent la distance à une source, lorsque celle-ci est rare sur le territoire (accès routier au Port de Montréal), ou une valeur à la localisation du site lorsque la mesure est précise à un endroit donné. Au final, 69 indicateurs de l'environnement ont été obtenus. Ces indicateurs ainsi que la provenance des données sont décrits plus bas et sont présentés au Tableau 4.

Le transport

Les sources de bruit en lien avec le transport incluent le trafic routier, aérien, et ferroviaire.

La longueur des routes principales (artères et autoroutes), la longueur du réseau d'autobus et le nombre d'arrêts d'autobus ont été calculé pour différentes zones tampons autour des sites d'échantillonnage, pour estimer l'influence du transport routier sur les niveaux sonores. Quoique les volumes de circulation, les types de véhicules (légers ou lourds) et la vitesse de circulation influencent grandement les niveaux sonores (ANSES, 2012), ces informations n'étaient malheureusement pas disponibles. La longueur des artères et autoroutes a donc été calculée à partir du réseau routier hiérarchique d'Adresses Québec (Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles, 2013). La longueur du réseau d'autobus et le nombre d'arrêts d'autobus ont été calculés à partir des fichiers géographiques de la Société de transport de Montréal (STM, 2011). Et, puisqu'un volume de camionnage important est associé au transport de marchandises au port de Montréal (Ville de Montréal, 2005), nous avons aussi créé l'indicateur de distance à un accès routier au Port (Port de Montréal, 2012). Ces accès ont été géoréférencés dans un SIG.

Pour le transport aérien, la distance à la NEF25 (Boeing, 2009) a été calculée; une distance de plus ou moins un kilomètre de la courbe NEF25 a été utilisée comme indicateur. La NEF25 a été géoréférencée dans un SIG puisque cette information a été obtenue sous forme d'image. Les courbes NEF sont calculées à partir des

mouvements aériens et sont des indicateurs des niveaux sonores principalement utilisés dans la planification et l'aménagement du territoire (Transport Canada, 2013).

La longueur des chemins de fer a été calculée pour plusieurs zones tampons afin de représenter le bruit associé au transport ferroviaire. Les indicateurs ont été calculés à partir de la Base de données topographiques du Québec (Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 1999).

Les industries

La superficie des secteurs industriels et commerciaux a été calculée pour plusieurs zones tampons autour des sites de mesure pour représenter le bruit associé aux industries. Le fichier de l'occupation du sol (CMM, 2012) a permis de calculer ces indicateurs. Le nombre de bâtiments non résidentiels a aussi été calculé pour plusieurs zones tampons afin de représenter le bruit lié aux activités des industries. Ces informations ont été obtenues à partir du Rôle de l'évaluation foncière (Ville de Montréal, 2011). Le fichier comprend des informations sur tous les bâtiments de l'agglomération de Montréal ainsi que leurs coordonnées géographiques.

Les autres sources

La superficie des secteurs résidentiels de diverses densités et des espaces de bureaux a été calculée pour plusieurs zones tampons autour des sites d'échantillonnage. Les informations ont été obtenues du fichier de l'occupation du sol (CMM, 2012). Ces superficies ont été utilisées comme indicateurs pour représenter l'influence des comportements humains et d'autres caractéristiques des secteurs résidentiels et espaces de bureaux ou sur la propagation des ondes sonores pour lesquels aucune autre information n'était disponible. Le nombre de logements résidentiels à l'intérieur des zones tampons a aussi été utilisé comme indicateur et a été calculé à l'aide du fichier du Rôle de l'évaluation foncière (Ville de Montréal, 2011).

La division de l'île de Montréal en quatre secteurs géographiques (centre-ville, centre de l'île, est de l'île, ouest de l'île) a également été utilisée. Cet indicateur représente l'influence des comportements humains et d'autres caractéristiques spécifiques à ces secteurs en lien avec les niveaux de bruit ou la propagation des ondes sonores qui n'aurait pas été considérés par les autres indicateurs. Les quatre secteurs géographiques sont basés sur le regroupement des limites municipales de l'enquête Origine-Destination de 2008 de la région de Montréal (AMT, 2008).

L'absorption des ondes sonores par la végétation

L'indice de végétation par différence normalisé (NDVI) à la localisation des sites d'échantillonnage a été utilisé pour estimer le phénomène d'absorption associée à la densité de la végétation. L'information a été obtenue d'une image satellite (NASA, 2010).

Tableau 4. Variables et indicateurs servant à estimer les niveaux de bruit sur l'île de Montréal

Sources/ influence sur la propagation	Variables de l'environnement (déterminants environnementaux)	Indicateurs	Zones tampons
Transport	Réseau routier : artère et autoroute	Longueur	50, 100, 150, 500, 750
	Réseau d'autobus	Longueur	50, 100, 150, 500, 750
	Arrêt d'autobus	Nombre	50, 100, 150, 500, 750
	Port de Montréal	Distance des accès du Port de Montréal	---
	Aéroport : Courbe NEF 25	Localisé à 1 km ou moins de la courbe	---
	Chemin de fer	Longueur	50, 100, 150, 500, 750
Industries	Occupation du sol : secteur industriel	Superficie	50, 100, 150, 500, 750
	Occupation du sol : secteur commercial	Superficie	50, 100, 150, 500, 755
	Bâtiments non résidentiels	Nombre	50, 100, 150, 500, 750
Autres sources	Occupation du sol : secteur résidentiel de faible densité	Superficie	50, 100, 150, 500, 750
	Occupation du sol : secteur résidentiel de faible à moyenne densité (2 à 4 logements)	Superficie	50, 100, 150, 500, 751
	Occupation du sol : secteur résidentiel de moyenne densité	Superficie	50, 100, 150, 500, 752
	Occupation du sol : secteur résidentiel de haute densité	Superficie	50, 100, 150, 500, 753
	Occupation du sol : Espace de bureau	Superficie	50, 100, 150, 500, 754
	Bâtiments résidentiels	Nombre d'unités de logement	50, 100, 150, 500, 756
	Division de l'île de Montréal	Division où se trouve le site	---
Végétation	Indice de végétation normalisé (NDVI)	Valeur au site	---

2.2.3 Analyses statistiques

Un modèle de régression multiple de type *Land use regression* (LUR) a été développé pour l'été et l'hiver afin de relier les niveaux sonores (LA_{eq24h}) mesurés (variables dépendantes) et les indicateurs de l'environnement (variables indépendantes). Des modèles séparés pour l'hiver et l'été ont été réalisés afin de tenir compte de la variation des niveaux sonores liées aux saisons. La modélisation a été effectuée avec des modèles additifs généralisés (Generalized Additive Model (GAM)) qui offrent la possibilité d'ajuster les relations non linéaires avec des fonctions de lissage (« *spline* ») en minimisant le nombre de degrés de liberté (Hastie et Tibshirani, 1990).

Afin de limiter le nombre de variables indépendantes (et degrés de liberté) à inclure dans le modèles, un seul indicateur pour chacun des déterminants de l'environnement (i.e. une seule zone tampon) a été sélectionné. Ceci a aussi permis de limiter la corrélation entre les cinq indicateurs des différentes zones tampons pour un même déterminant. Cette sélection a été basée sur la plus petite des cinq erreurs quadratiques moyennes (Roots Mean square Error (RMSE)) issues d'une validation croisée.

Le RMSE issu de la validation croisée est un critère exprimant l'erreur associée à l'estimation des niveaux sonores sur le territoire lors du développement du modèle statistique, même aux endroits où aucune mesure n'a été prise. Le RMSE a été choisi au lieu du R^2 car ce dernier s'ajuste plutôt à la distribution des niveaux sonores mesurés (et non estimés) sur le territoire d'étude.

La validation croisée consistait à retirer un site d'échantillonnage, pour ensuite réaliser un GAM reliant les LA_{eq24h} et une seule variable indépendante (indicateur d'une seule zone tampon), puis à estimer la valeur du LA_{eq24h} au site retiré. Par la suite, la valeur du LA_{eq24h} réelle était comparée à la valeur estimée (hormis le site) en

calculant la différence au carré des deux valeurs. Cette étape a été répétée pour chacun des sites d'échantillonnage, puis la moyenne de toutes les erreurs quadratiques obtenues à chacun des sites a été effectuée, afin d'obtenir l'erreur moyenne quadratique de laquelle est extraite la racine carrée. Cette étape a été répétée pour chacune des zones tampons disponibles et pour chacun des déterminants de l'environnement calculés dans plusieurs zones tampons. Ainsi, un sous-ensemble de 13 indicateurs a été obtenu (i.e. sélection d'un indicateur pour chacun des déterminants de l'environnement pour une seule zone tampon); à ce sous ensemble, quatre indicateurs représentant la distance à une source ou la valeur à la localisation du site (plutôt que pour des zones tampons) ont été ajoutés pour obtenir un total de 17 indicateurs (variables indépendantes du GAM).

Ensuite, afin de retirer les indicateurs qui pouvaient s'avérer inutiles dans le modèle et toujours en vue de réduire le nombre de degrés de liberté du modèle, une approche par élimination régressive a été utilisée. Cette approche consiste à tester la pertinence de chaque indicateur dans le modèle et à éliminer un à un ceux qui n'améliorent pas sa qualité.

Avant de réaliser cette étape, les indicateurs qui présentaient une relation non-linéaire avec les LA_{eq24h} ont subi une transformation logarithmique afin de rendre la relation linéaire et d'éviter l'ajout inutile de degrés de liberté (avec des « *splines* »). Par la suite, le GAM par élimination régressive a été effectué.

Un premier GAM a été réalisé en intégrant l'ensemble des indicateurs sélectionnés ($n=17$) et en introduisant une fonction de lissage (avec un maximum de 3 degrés de liberté) pour les indicateurs qui étaient en relation non-linéaire avec les LA_{eq24h} , malgré l'ajustement par la transformation logarithmique.

Ensuite, un à un, les indicateurs ont été retirés du modèle afin de tester l'effet de leur retrait. Comme à l'étape précédente (i.e. la sélection des 13 indicateurs), la décision de retirer un indicateur a été basée sur le critère du RMSE issu de la validation croisée. Lors du retrait de chacun des indicateurs, un RMSE a été calculé en retirant les sites un à un et en estimant la valeur du LA_{eq24h} au site retiré. Un RMSE a donc été obtenu au moment du retrait de chacun des indicateurs. Par la suite, l'indicateur associé au RMSE le plus élevé, soit celui qui présentait la plus grande erreur d'estimation, a été retiré du GAM. Cette étape a été répétée jusqu'à ce que le retrait d'un indicateur supplémentaire n'améliore pas la valeur du RMSE. La figure 3 présente la diminution de la valeur du RMSE avec le retrait, un à un, des indicateurs les moins significatifs.

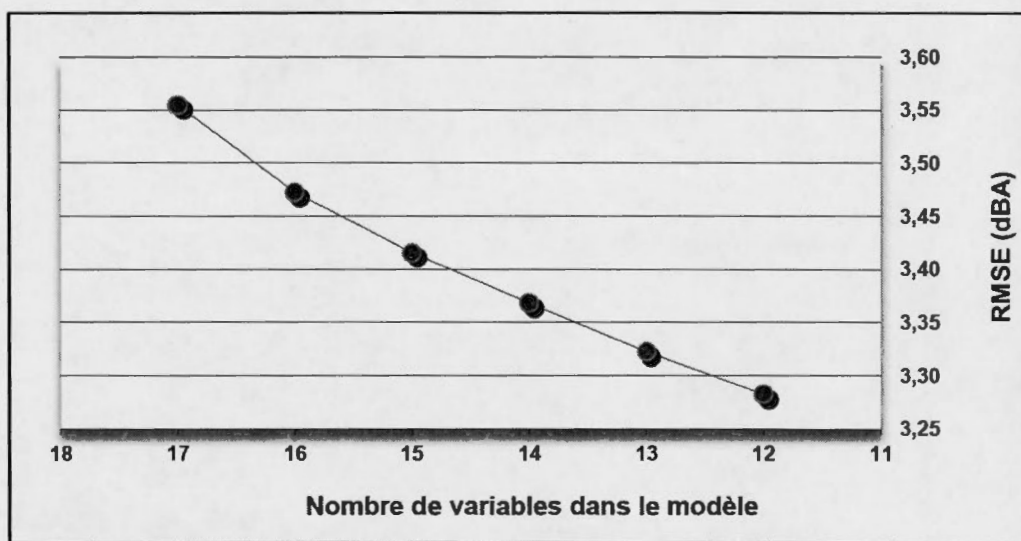


Figure 3. Valeur de l'erreur d'estimation avec le retrait des variables non-significatives

Toutes les analyses effectuées à cette étape ont été réalisées avec le logiciel R, version 12.1.1.

2.2.4 Estimation des niveaux moyens de bruit en tout point sur le territoire

Les niveaux sonores de l'ensemble du territoire, incluant les endroits où aucune mesure de bruit n'a été effectuée, ont été estimés à partir de l'équation du modèle GAM de la saison estivale puisque le modèle GAM était plus performant que celui de l'hiver. Afin d'estimer les niveaux sonores de l'été, une grille de points à intervalle de 20 mètres a été générée avec ArcGIS9.3, de façon à couvrir l'ensemble de l'île. Plus de 1 400 000 points ont ainsi été obtenus puis caractérisés à l'aide des indicateurs retenus dans le GAM final. Par la suite, l'équation du modèle a été appliquée à chacun des points pour obtenir une estimation des LA_{eq24h} . Le fichier de points a ensuite été converti en image (Raster) afin d'obtenir l'estimation des niveaux sonores moyens en tout point sur le territoire à une résolution de 20 mètres.

Finalement, une correction a été effectuée sur les LA_{eq24h} estimés, car la prise de mesures avec des sonomètres installés à moins de 10 cm d'une surface peut introduire un biais dans celle-ci. En effet, les ondes sonores peuvent être réfléchies et captées une deuxième fois par l'appareil, augmentant faussement les mesures. Pour tenir compte de cette erreur et la corriger, les niveaux estimés ont été réduits de 5 dBA (ISO-1996-2).

2.3 Défaveur sociale et niveaux de bruit

Cette section présente les méthodes en lien avec le deuxième objectif du mémoire qui consiste à déterminer si les populations défavorisées sont plus exposées au bruit à Montréal. Pour étudier la relation entre la défaveur et l'exposition au bruit à Montréal, nous avons utilisé un devis épidémiologique écologique.

Ce volet porte donc sur la comparaison du niveau d'exposition au bruit pour les groupes d'individus plutôt que sur la comparaison de l'exposition entre les individus. Les devis écologiques sont utilisés lorsque les informations ne sont pas disponibles à

l'échelle individuelle (Rothman *et al.*, 2008). Ainsi, la relation entre la défaveur et le bruit a été étudiée à l'échelle des aires de diffusion du recensement canadien.

Les données utilisées pour représenter la défaveur sociale provenaient du recensement canadien de 2006. Le découpage géographique des aires de diffusion a été retenu puisqu'il représente la plus petite unité spatiale pour laquelle Statistique Canada diffuse des données socio-économiques (Pampalon et Raymond, 2000).

L'île de Montréal compte 3175 aires de diffusion, cependant 28 d'entre elles ont été éliminées puisqu'en 2006, elles ne contiennent aucun résident, elles représentent des secteurs industriels ou des grands parcs. Le nombre d'habitants par aire de diffusion sur l'île de Montréal varient entre 113 et 4877 avec une moyenne de 585 et la superficie des aires se situe entre 0,07 km² et 17,8 km² avec une valeur moyenne de 0,16 km².

2.3.1 Indicateurs de défaveur sociale

Pour représenter la défaveur sociale à l'échelle des aires de diffusion, six indicateurs du statut socioéconomique issus du recensement de 2006 ont été utilisés de même que deux indicateurs composites, créé à partir de plusieurs indicateurs du recensement de 2006 (Pampalon et Raymond, 2000). Nous avons utilisé les données du recensement de 2006, même si au moment de réaliser ces analyses, le recensement de l'année 2011 était également disponible, parce que la validité des données socio-économiques de 2011 a été mise en doute. En effet en 2011, les individus ont répondu de façon volontaire aux questions sur les données sociodémographiques et non sur une base obligatoire, comme par les années passées (ISQ, 2013).

Les huit indicateurs du statut socio-économique utilisés sont les suivants : 1) la proportion de ménages à une personne 2) le taux de chômage 3) la proportion de personnes de 25 ans et plus sans diplôme d'étude secondaire, 4) la proportion de

personnes qui vivent sous le seuil du faible revenu après impôts, 5) le revenu moyen des ménages 6) la proportion des ménages qui paient plus de 30 % du revenu pour se loger, 7) l'indice de défavorisation matériel (Pampalon et Raymond, 2000) et 8) l'indice de défavorisation social (Pampalon et Raymond, 2000).

La proportion de personnes qui vivent sous le seuil du faible revenu est un indicateur créé par Statistique Canada et est constituée de plusieurs informations sur les ménages, notamment le revenu, les dépenses, la taille des ménages et le degré d'urbanisation du lieu de résidence (Statistique Canada, 2006b).

Les indices de défavorisation matériel et social de Pampalon et Raymond (2000), ont été développés à l'aide d'une analyse en composante principal basée sur les variables du recensement suivantes : 1) personnes sans diplôme d'étude secondaire, 2) taux d'emploi, 3) revenus moyens des ménages, 4) personnes vivant seules, 5) personnes séparées, divorcées ou veuves et 6) familles monoparentales.

2.3.2 Indicateur des niveaux de bruit

Les niveaux de bruit (LA_{eq24h}) des aires de diffusion ont été estimés à l'aide du modèle LUR de l'été associé au premier objectif du mémoire. Ce modèle a été utilisé puisqu'il présentait une erreur d'estimation plus faible que celui de l'hiver. Les LA_{eq24h} ont été estimés pour une grille de points à intervalle de 20 m et couvrant l'ensemble du territoire. Ainsi, la moyenne arithmétique des LA_{eq24h} estimés aux points de grille retrouvés dans chacune des aires de diffusion a été calculée.

2.3.3 Analyses statistiques

La relation entre la moyenne des LA_{eq24h} (par aire de diffusion) et chacune des variables du statut socio-économique a été analysée à l'aide d'un diagramme de dispersion en ajoutant une courbe de régression locale pondérée (LOWESS). Ces graphiques ont permis de constater que les relations entre le bruit et les indicateurs du

statut socio-économique étaient linéaires. Par la suite, afin de tester le lien entre les niveaux sonores et chacune des variables du statut socio-économique des résidents des aires de diffusion de Montréal, des corrélations de Pearson ont été réalisées.

Les diagrammes de dispersion ont été réalisés dans le logiciel R.11.1 et les analyses statistiques ont été effectuées à l'aide du logiciel SAS 9.1.3.

2.3.4 Cartographie du double fardeau

Finalement, une cartographie illustrant le double fardeau de la défaveur et de l'exposition au bruit a été réalisée. Pour cette analyse, la défaveur a été estimée à l'aide du revenu médian des ménages.

Pour la réalisation de cette carte, le revenu médian des ménages et la moyenne des LA_{eq24h} de chacune des aires de diffusion ont d'abord été catégorisés en quintile, où le 5^e quintile correspond aux secteurs exposés aux plus hauts niveaux de bruit ou aux secteurs les plus défavorisés. Par la suite, la valeur des quintiles (i.e. 1 à 5) des niveaux sonores et de l'indicateur du statut socio-économique ont été additionnés pour former un nouvel indicateur comprenant des valeurs allant de 2 à 10, où 10 représente les secteurs avec les plus hauts niveaux sonores et le plus faible statut socio-économique.

CHAPITRE III

La section qui suit présente les résultats en lien avec le premier objectif de recherche qui visait à développer un modèle statistique pour estimer les niveaux de bruit environnemental à Montréal, à partir de facteurs qui augmentent ou atténuent les niveaux de bruit. L'article a été publiée dans le journal *Environment and Pollution* (Goudreau et al., 2014).

ESTIMATION OF SPATIAL VARIATIONS IN URBAN NOISE LEVELS WITH A LAND USE REGRESSION MODEL

Sophie Goudreau¹, Céline Plante¹, Michel Fournier¹, Allan Brand², Yann Roche³ &
Audrey Smargiassi ^{*2,4}

1. Direction de santé publique de Montréal, Montréal, Canada
2. Institut National de Santé Publique du Québec, Montréal, Canada
3. Département de Géographie, Université du Québec à Montréal, Montréal, Canada
4. Département de santé environnementale et de santé au travail, Université de Montréal, Montréal, Canada

Correspondence: Audrey Smargiassi, Département de santé environnementale et de santé au travail, Université de Montréal, Montréal, Québec, H3C 3J7, Canada.

Tel: 1-514-3436111 p.38528. E-mail: audrey.smargiassi@umontreal.ca

ABSTRACT

Background: Outdoor noise is a source of annoyance and health problems in cities worldwide.

Objective: We developed a land-use regression using a GAM Model to estimate the spatial variation of noise levels in Montreal.

Methods: Noise levels were measured over a two week period during the summer of 2010 at 87 sites and during the winter of 2011 at 62 sites. A land use regression model was produced for both seasons to estimate noise levels as LA_{eq24h} (resolution of 20 m). A leave one out cross-validation (LOOCV) was performed.

Results: LA_{eq24h} measured range from 53.4 to 73.7 dBA for the summer and from 54.1 to 77.7 dBA for the winter. The land use regression models explained 64 % of spatial variability for the summer and 40 % for the winter. The main predictors are the Normalized Difference Vegetation Index; the length of vehicular arteries, highways, and bus lines; and the proximity to an international airport. The Root mean square error from the LOOCV was 3.3 and 4.5 dBA for the summer and the winter respectively.

Conclusion: The model explained a large part of the variability in noise levels and the RMSE remain relatively important on the noise levels scale.

Keywords

Environmental noise, GAM models, Land use regression, spatial variation

1. Introduction

Prolonged exposure to high environmental noise levels has been associated with annoyance, learning difficulties in children, sleep disturbances, hypertension, and other cardiovascular outcomes (Stansfeld *et al.*, 2005; Jarup *et al.*, 2008; Huss *et al.*, 2010; Sørensen *et al.*, 2012; Basner *et al.*, 2014).

Spatial variations of noise levels have been observed in urban areas (Alberola *et al.*, 2005; Seto *et al.*, 2007; Zuo *et al.*, 2014). These spatial differences have been associated with main emission sources and with characteristics of the built environment (Zuo *et al.*, 2014). Main emission sources of noise in urban environments include road, aerial, and railroad traffic; public and construction works; industries, domestic noise, and noise from leisure activities (OMS, 1999). Among these sources, road traffic is the greatest contributor in urban settings (Makarewicz, 1993).

Sound waves are attenuated by their geometrical spread and their atmospheric absorption. Sound wave propagation is also influenced by its absorption and reflection off different surface types, by topography, and by meteorological parameters like wind speed, direction and temperature (Piercy *et al.*, 1977). Dense vegetation decreases noise levels through the absorption of sound waves and by disrupting their spread (Reethof, 1973).

In order to estimate environmental noise exposure of populations, a number of approaches can be used. Personal exposure measurement is the most accurate method to assess exposure but it cannot be used to assess the exposure of large populations (Zou *et al.*, 2009). Numerical models have frequently been used to estimate noise level over a large territory, for example in Europe to produce maps of daily noise levels for large communities, in order to meet the directive requirements of the 2002 European Union Directive (Directive 2002/49/CE). Such models estimate the

propagation of sound waves from emission sources, their attenuation, and subsequently noise levels over a territory. Various software are available to estimate noise levels from emission sources, such as CadnaA®, Mithra-SIG®, FHWA, CORTN (Xie *et al.*, 2011) and SoundPlan® (Guedes *et al.*, 2011); however their use is somewhat limited due to cost and sometimes unrealistic assumptions about dispersion patterns (Xie *et al.*, 2011; Jerrett *et al.*, 2005).

Land Use Regression models (statistical models, LUR), used extensively in the field of air pollution, can overcome some of the limitations of numerical models, and can easily be developed to predict noise exposure levels over a large territory. Nonetheless, LUR model have rarely been used to estimate noise levels. In LUR models, geo-referenced predictors of noise levels, available for a large territory, are used to develop an equation to predict measured noise levels. This equation is then applied to areas where noise levels were not measured in order to generate noise maps.

The objective of this study was to develop LUR models to estimate the spatial variation of noise levels on the Island of Montreal.

2. Materials and Methods

Our study site was the city of Montreal, which is the second largest city in Canada. Its population is over 1.8 million in 2006 (Statistique Canada, 2006) and covers approximately 500 km². The sections below describe the noise sampling campaigns over Montreal, the variables used to predict noise levels, and the statistical models developed.

2.1. Measurements of noise levels

Two sampling campaigns were conducted: the first campaign over a summer two-week period in 2010 (August 11th to 24th), and the second over two periods in the

winter of 2011 (February 26th to March 12th, and March 12th to April 3rd). We recorded two minute noise levels continuously in decibels using a type A filter (dBA), with the Sound Level Meter and logger Noise Sentry (Paillard, 2010). According to the manufacturer, the operating temperature range of the device is between -20 and 70°C. Noise meters were covered with small zipper storage bags to protect them from the rain. Field testing showed minimal influence of the bag, even under windy and rainy conditions (data not shown).

Sampling took place at locations used to develop traffic air pollution LUR models. Locations were selected with a population-weighted location-allocation model. This model situated samplers in areas likely to have high spatial variability in traffic intensity and in population density (see Kanaroglou *et al.*, 2005 for model description). One hundred samplers were installed at the selected locations during the summer period and 81 during the winter sampling campaign (see map in appendix). All 81 winter sites were also sampled in the previous summer sampling period. Measurements were taken concurrently for all sites during the summer, while during winter sampling about half of the sites were measured concurrently.

The samplers were installed at a height of 2.5 m above ground and were attached to street light poles, hydro-electric poles, or parking signs, usually near the sidewalk of the closest road. The samplers were installed at least 10 cm from the poles or signs. The geographic coordinates of each sampling location were recorded using Garmin eTREx Legend Cx Global Positioning System devices.

2.2. Predictors of monitored noise level

In total, 69 variables of the built environment were considered as candidate predictors of noise levels. Variables included were related to vegetation cover, roads, bus and train networks, airport, industrial, commercial and residential land use zones, density of residential units and of non-residential buildings, and divisions of the Island of

Montreal. Predictors were calculated as lengths, distances, density or proportion of areas for five different buffers (50, 100, 150, 500 and 750 m) for most variable of interest (see below). These variables were created in ArcGIS 9.2 and postGIS 1.5 for PostGresSQL 9.1.

Vegetation (one variable)

The Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) was calculated using a Landsat 5TM (Montréal: 014-028) image taken on the 27th of July 2010 with a resolution of 30 m (Jackson & Huete, 1991). NDVI was the only raster-based variable included, as all other variables were produced as vectors. Sampling locations were assigned the value of the pixel at their coordinates.

Land use zone densities (35 variables)

Seven land use density variables were calculated for the five buffers using the most recent Land Use file available for Montreal (Cartographie d'utilisation du sol, version 2012, Communauté Métropolitaine de Montréal). Variables were the total area (in meters) of each of the following land uses: industrial, office building, commercial or residential (low, medium-low, medium and high density).

Density of residential units and of non-residential buildings (10 variables)

The number of residential units and the number of non-residential buildings were calculated for each buffer (n=5) using the Montreal Island property assessment database (Rôle de l'évaluation foncière de la Ville de Montréal, 2011).

Road network (5 variables)

The length (in meters) of arteries and highways (collecting most road traffic) was calculated for the five buffers, using the Adresses Québec 2013 (Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles).

Bus network (10 variables)

The length (in meters) of bus lines and the number of bus stop was calculated for the five buffers. The Montreal Transport Society (STM) bus network file (2012) was used to calculate these variables.

Train network (5 variables)

The length (in meters) of train lines was calculated for the different buffers (Base de données topographiques du Québec 1:20000).

Airport (one variable)

We geo-referenced the Noise Exposure Forecast 25 map of the Montreal airport (NEF25) available at the following web site (<http://www.boeing.com/commercial/noise/montreal2011.pdf>; accessed 14/02/28). The NEF25 is a complex indicator of noise levels calculated based on aircraft movements, which is used for land use planning in order to avoid high level of annoyance in the population (Transport Canada. 2010). Measurements sites were categorized as being within less than a km from the NEF 25 or not.

Port of Montreal (one variable)

Terminal accesses to the Montreal port (available at <http://www.port-montreal.com/>) were geo-referenced, and the distance (in meters) of each sampling site to the closest access was calculated; the maximum distances was set to 10 km based on the visual inspection of the relation between noise levels and distance to the port; at 10 km, the relation reached a plateau.

Divisions of the Island of Montreal (one variable)

The Island of Montreal was divided into the following four geographic divisions based on the municipal sectors of the Origin-Destination survey 2008 of the Montreal region (AMT, 2008): East, Center, Downtown and West. This survey is used to

model road traffic by Transportation ministries in Canada (Gourvil & Joubert, 2004). Sampling sites were then attributed to the region in which they were contained to capture specific noise sources for these areas.

2.3. Statistical analyses (development of the Land Use Regression model)

We calculated LA_{eq24h} (equivalent noise level) at all sites, and for each sampling period, using two minute measurements (Fahy & Walker, 1998). At each site, all two-minute noise levels that were different from the average for the sampling period by three times its standard deviation were discarded as outliers. LUR models were then developed with one LA_{eq24h} per site, separately for the winter and the summer period, due to differences in the selected noise determinants for the two periods.

The set of 69 variables described above was reduced to 17 by keeping the four following variables: NDVI, NEF25, distance to terminal access and division of the island, as well as choosing only one buffer size per buffer-based variable (i.e. land use and residential and building density, road and bus and train network layers). The selection of the best buffer per variable was done as follows. First, bivariate General Additive Models (GAM) (Hastie & Tibshirani, 1990) were developed using LA_{eq24h} and each variable ($n=65$) independently. Our GAM model used an iteratively reweighted least square (IWLS) and a thin plate spline basis with a smoothing parameter value of three in order to describe the non-linearity of the relations between noise levels and the variables of the built environment. We then selected a single buffer size based on leave one out cross-validation (LOOCV) using the Root Mean Square Error by dropping sites individually and re-running the model to predict noise levels at the dropped site.

Finally, to develop a multivariate LUR model, an approach similar to a backward selection was applied, integrating all determinants of the built environment previously selected ($n=17$). But first, the shape of the relationship between LA_{eq24h} and each variable was visually inspected using LOESS, and variables in non-linear

relationships were log-transformed. For variables' relations with LA_{eq24h} which were still non-linear, spline variables, with a smoothing parameter value of three, were used instead of the log transformation. GAMs were used to minimize the number of degrees of freedom associated with the use of spline variables Spline functions (Hastie & Tibshirani, 1990) were removed if their degree of freedom in the resulting model were very close to one. Variables were removed one by one, based on the value of the RMSE obtained from a LOOCV as described above. All determinants were removed one by one from the model until the RMSE value reached a minimum. All statistical analyzes were performed with the R software (version 2.11.1, package mgcv).

2.4. Application of model and estimation of noise levels in Montreal

Noise levels were estimated for all central points of a 20m x 20m grid covering the island of Montreal (~ 1.2 million points) using the equation of the summer noise model developed (see results). Noise levels estimated outside our sampling range (52.4 to 73.7) were subsequently deleted (n=26315).

3. Results

Table 1 shows descriptive statistics for LA_{eq24h} for both sampling periods. 87 and 62 sites during the summer and the winter periods with valid data, respectively. 13 and 19 samplers were stolen or malfunctioned during the two study periods. More samplers malfunctioned during the winter period due to cold temperatures during the night ($<-15^{\circ}\text{C}$). At Most sites, at least 10 days of continuous measurements were obtained but at 15 sites during the summer and at 28 sites during the winter, sampling took place between 4 and 9 days. LA_{eq24h} levels ranged between 53.4 and 77.7 dBA across all seasons, with winter mean LA_{eq24h} noise levels being approximately 7 dBA higher than during the summer sampling period. The correlation between LA_{eq24h} summer and winter is 0.74 (n=62).

Table 2 presents the summary statistics of the potential determinants of noise levels at the sampling locations. All associations with buffer variables selected for the multivariate model ($n=17$) were in the expected direction with LA_{eq24h} in bivariate models (see Figure in Appendix). The majority of predictors had a linear relationship with noise levels for each season (i.e. Positive with length of highways and arteries, with industrial land use and population density and with the airport noise curve; negative with the NDVI).

Table 3 presents the results of the summer and winter multivariate GAM models. A higher R^2 was obtained for the summer (64%) compared to the winter (40%) model, with kept predictors differing between seasons. Regression coefficients for each variable are not interpreted as we did not take the collinearity between variables into account, and because we aimed to predict noise levels and not to assess the impact of each determinant on noise levels.

According to the validation results (LOOCV), the RMSE for the summer period (3.3 dBA) was better than for the winter (4.5 dBA).

LA_{eq24h} were then estimated with the summer model across the island of Montreal at a 20 m resolution. Overall, noise levels were higher along major roads, and in proximity to industrial sectors (in the East-End of Montreal Island and close to the airport in the center-west of the Island) (see Appendix).

4. Discussion

We developed statistical models to predict summer and winter noise levels (LA_{eq24h}) on the Island of Montreal. Our summer model outperformed our winter model (in terms of R^2 and RMSE). Common determinants for both winter and summer LA_{eq24h} models were NDVI, land use variables, the length of highways and arteries, the

length of bus lines in various buffers around sampling sites, the proximity to the airport noise contours (NEF25) and the sector of the Island.

It is likely that the summer models outperformed the winter models due to the fact that a higher number of noise level measurements were available. Nonetheless, recent studies in air pollution suggest that a larger number of sites often lead to a lower R^2 because the larger number of monitoring sites captures more complexity in the combinations of predictors (Basagaña *et al.*, 2012). Other factors may also explain differences between the models for the two seasons. For instance, in Montreal in the winter, there are snowplows and snow cover. In the summer, additional sources of noise include the gathering of people outside given the clement temperature.

Our results can be compared to similar models developed in other countries. Xie *et al.* (2011) developed a LUR to estimate noise levels (L_{day} for the period from 6h00 to 22h00), using land use and road categories. The R^2 of their model was not reported but the authors calculated the percentage of noise measurements predicted with an error of less than 10% (referred as PAS). Their PAS was 78% and similar figures, calculated with our LA_{eq24h} measured and predicted values were 99 % for summer and 92 % for winter.

Our results can also be compared to those of Foraster *et al.* (2011) in Girona (Spain). Similar to our results, these authors reported that building and road characteristics, daily traffic flows, bus lines and stops, open areas, and the proximity to the river explained a large part (73%) of the variability in noise levels estimated with a numerical model.

Finally, our results can also be compared to those of Seto *et al.* (2007). Seto *et al.* (2007) reported that in San Francisco (USA), road categories, hourly traffic flows by vehicle types and neighborhoods explained 37% of the variability in equivalent

hourly noise level. As with Seto, we noted that the length of arteries and highways alone explained 26% of the variability in noise levels.

There are a number of limits inherent to our model. First, summer noise sampling was performed at the end of the holiday season. At that time, traffic flows and associated noise levels might have been lower due to reduced local traffic, which may reduce the external validity of our model and its applicability in other circumstances.

Another limit of our model is that the samplers for the measurements were attached closely to poles (10 cm). Reflection of sound waves on the surface of the poles to which the samplers were attached to is likely (ISO-1996-2). As such, actual LA_{eq24h} levels are likely to be three to six dBA lower than the ones reported in this paper.

Finally, our LA_{eq24h} Land Use Regression models predict noise levels with limited validity as the RMSEs were large in comparison to the range of measured and estimated noise values. Efforts to improve our models would include increased sampling at a number of sites, attempting to better capture the influence of airport, railways and other noise sources poorly represented in our model. Improvements would also be expected with the addition of traffic flows as predictors. Furthermore, the addition of proximity to noisy commercial zones (e.g. clubs and bars) may also be an improvement to the use of the proportion of industrial, commercial or residential land use types in various buffers.

While noise mapping is not required by an authority in Canada, improvements in methods to map noise levels are nonetheless necessary to orient interventions aiming at reducing annoyance and health risks.

Acknowledgements

We thank Louis Drouin for his support for this project. We also thank Louis-François Tétreault, Sabrina Cardin, Antoine Lewin and the Mark Goldberg's team for their contribution during the sampling campaign.

References

- Alberola, J., Flindell, I.H. & Bullmore, A.J. (2005). Variability in road traffic noise levels. *Applied Acoustics*, 66, Issue 10, 1180-1195.
- Babisch, W. (2006). Transportation noise and cardiovascular risk: Updated Review and synthesis of epidemiological studies indicate that the evidence has increased. *Noise Health* [serial online] 8:1-29.
- Basagaña, X., Rivera, M., Aguilera, I., Agis, D., Bouso, L., Elosua, R., ..., & Künzli N. (2012). Effect of the number of measurement sites on land use regression models in estimating local air pollution. *Atmospheric Environment*, 54, 634-642. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2012.01.064.
- Basner, M., Babisch, W., Davis, A., Brink, M., Clark, C., Janssen, S., & Stansfeld, S. (2014). Auditory and non-auditory effects of noise on health. *The Lancet*, 383(9925), 1325-1332.
- Basner, M., Samel, A. & Isermann, U. (2006). Aircraft noise effects on sleep: application of the results of a large polysomnographic field study. *Journal of the Acoustical Society of America*; 119(5):2772-84.
- Berglund, B., Lindvall, T., & Schwela, D. H. (1999). Guidelines for community noise. In Guidelines for community noise. OMS.
- Crouse, D.L, Goldberg, M.S. & Ross, N.A. (2009). A prediction-based approach to modelling temporal and spatial variability of traffic-related air pollution in Montreal, Canada. *Atmosphéric Environment*, vol. 43, no32, 5075-5084.
- Fahy, F. & Walker, J. (1998). Fundamentals of Noise and Vibration. *CRC Press*, 536 p.
- Foraster, M., Deltell, A., Basagaña, X., Medina-Ramón, M., Aguilera, I., Bouso, R., ... & Künzli, N. (2011). Local determinants of road traffic noise levels versus determinants of air pollution levels in a Mediterranean city. *Environmental Research*, 111, 177-183.
- Gourvil, L. & Joubert, F. (2004). Évaluation de la congestion routière dans la région de Montréal. Bibliothèque nationale du Québec, ISBN 2-550-42576-6.
- Guedes, I.C.M., Bertoli, S.R. & Zannin, P.H.T. 2011. Influence of urban shapes on environmental noise : A case study in Aracaju – Brazil. *Science of the Total Environment*, 412-413.

- Hastie T.J. & Tibshirani R.J. 1990. Generalized Additive Models. Chapman & Hall/CRC Monographs on Statistics & Applied Probability.
- Huss, A., Spoerri, A., Egger, M. & Roosli, M. Aircraft noise, air pollution, and mortality from myocardial infarction. *Epidemiology*. 2010; 21 (6): 829-36.
- Jackson, R.D. & Huete, A.R. (1991). Interpreting vegetation indices. *Preventive Veterinary Medicine*, 11, 185-200.
- Jarup, L., Dudley, M.L., Babisch, W., Houthuijs, D., Swart, W., Pershagen, G., ... & Vigna-Taglianti, F. (2005). Hypertension and Exposure to Noise near Airports : the HYENA study. *Environmental Health Perspectives*, 116(3), 329-333.
- Kanaroglou, P.S., Jerrett, M., Morrison J., Beckerman, B., Arain, M.A., Gilbert, N.L. & Brook, J.R. (2005). Establishing an air pollution monitoring network for intra-urban population exposure assessment: a location-allocation approach. *Atmospheric Environment*, 39(13): 2399-2409.
- Makarewicz, R. (1993). Traffic noise in a built-up area influenced buy the ground effect. *Journal of the Acoustical Society of Japan*. 14, 5.
- Paillard, B. (2010). Noise Sentry User's Manual. Available: http://www.convergenceinstruments.com/pdf/noise_sentry_manual.pdf.
- Piercy, J. E., Embleton, T.K.W. & Sutherland, L.C. (1977). Review of noise propagation in the atmosphere. *J. Acoust. Soc. Am*, 61, 1403.
- Reethof, G. (1973). Effect of plantings on radiation of highway noise. *Journal of the Air Pollution Control Association*, 23(3): 185-189.
- Seto, E., Holt, A., Rivard, T. & Bhatia, R. (2007). Spatial distribution of traffic induced noise exposures in a US city: an analytic toll for assessing the health impacts of urban planning decisions. *International Journal of Health Geographics*, 6:24.
- Sørensen, M., Andersen, Z.J., Nordsborg, R.B., Jensen, S.S., Lillelund, K.G., Beelen, R., ... & Raaschou-Nielsen, O. (2012). Road traffic noise and incident myocardial infarction: a prospective cohort study. *PLoS One*, 7(6), e39283.
- Stansfeld, S.A., Berglund, B., Clark, C., Lopez-Barrio, I., Fischer, P., Öhrström, E., ... & Berry, B. F. (2005). Aircraft and road traffic noise and children's cognition and health: a cross-national study. *The Lancet*, 365(9475):1942-49.

Statistique Canada 2006. Recensement de la population. Statistique Canada.

Transport Canada. (2010). <http://www.tc.gc.ca/fra/aviationcivile/publications/tp1247-partie4-partie4-2-1471.htm>.

Xie, D., Liu, Y. & Chen, J. (2011). Mapping urban environmental noise: a land use regression method. *Environ Sci Technol*, 1;45(17):7358-64.

Zou, B., Wilson, J.G., Zhanbd, F.B. & Zeng, Y. (2009). Air pollution exposure assessment methods utilized in epidemiological studies. *Journal of Environmental Monitoring*, 11, 475–490. DOI: 10.1039/b813889c

Zuo, F., Li, Y., Johnson, S., Johnsona, J., Varughesea, S., Copesa, R., Liuc, F., ... & Chen, H. (2014). Temporal and spatial variability of traffic-related noise in the City of Toronto, Canada. *Science of the Total Environment*, 15;472:1100-7. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.11.138.

Table 1. LA_{eq24h} (dBA) for noise sampling periods on the island of Montreal

	Number of site	Arithmetic Mean (std)	Median	Range
Summer 2010	87	62.5(5.1)	62.5	53.4-73.7
Winter 2011	62	69.1(5.4)	70.2	54.1-77.7

Table 2. Summary statistics of the potential determinants of noise levels at the sampling locations (n=87)¹

Categories	Variables	Median					Value at the site	Distance to nearest
		Min-Max						
		Buffer radius (m)						
		50	100	150	500	750		
Vegetation	Normalized Difference Vegetation Index (NDVI)	---	---	---	---	---	0.446	---
Residential low density land use	Area within buffer	615 0-6081	3241 0-27211	7836 0-56309	92053 0-519130	245303 0-942592	---	---
Residential medium-low density land use	Area within buffer	0 0-5992	1722 0-17323	3372 0-38225	70926 0-322081	161170 0-618408	---	---
Residential medium density land use	Area within buffer	0 0-3091	0 0-11029	832 0-17577	23360 0-174736	51539 0-323116	---	---
Residential high density land use	Area within buffer	0 0-4403	0 0-12927	0 0-24673	15373 0-137222	39096 0-300751	---	---
Commercial land use	Area within buffer	0 0-5770	0 0-22911	106 0-43837	23079 0-283900	68862 0-580901	---	---
Office building	Area within buffer	0 0-5698	0 0-15904	0 0-29470	832 0-93271	7983 0-181325	---	---
Industrial	Area within buffer	0 0-4576	0 0-15310	0 0-40762	2130 0-590101	19204 0-1389530	---	---
Residential Buildings	Number of units within buffer	11 0-337	65 0-503	173 0-1256	1914 0-10296	4352 0-14387	---	---
Non-residential Buildings	Number within buffer	7 0-33	34 0-234	80 0-539	49 2-195	103 5-418	---	---

Road network	Length of arteries and highways within buffer (m)	0	0-415	0	0-1584	0	0-3332	0	0-13668	0	0-23208	---
Bus network	Length of bus line within buffer (m)	0	0-659	177	0-1876	574	0-3167	8346	873-	18184	4456-43857	---
	Number of bus stop within buffer	0	0-4	0	0-4	2	0-7	19	3-50	44	6-96	---
Rail network	length of rail line within buffer (m)	0	0-121	0	0-401	0	0-800	0	0-9135	0	0-17044	---
Airport	One Km or less from the NEF25 ² contour	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	N = 7
Port of Montréal	Distance to nearest terminal access (m)	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	7646
Division of Island	Sector East	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	244-
	Sector Center	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	26378
	Sector Downtown	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	N = 18
	Sector West	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	N = 49
		---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	N = 2
		---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	N = 18

¹ The 87 sites included the 62 winter sites

² Noise Exposure Forecast 25

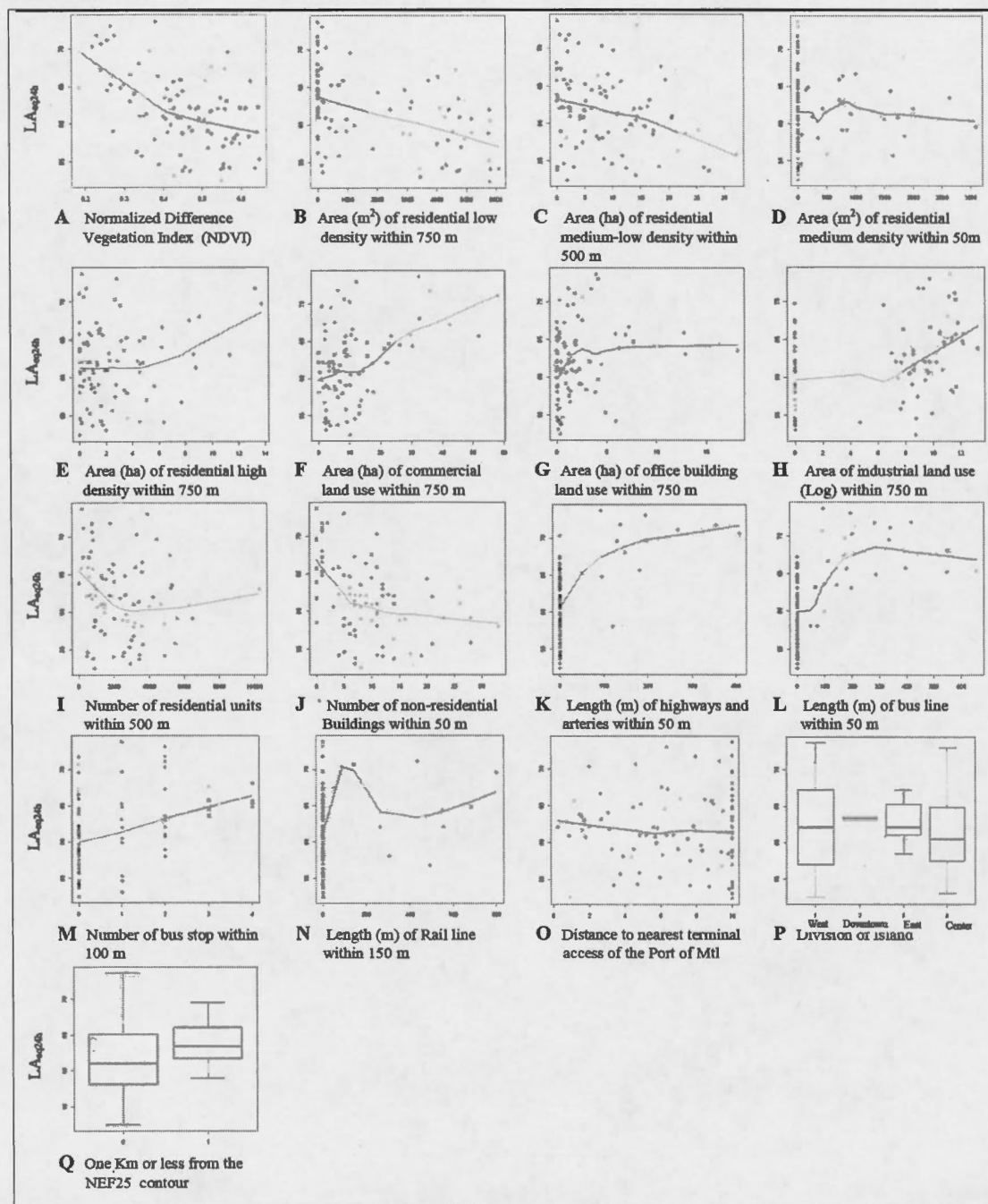
Table 3. Results of the GAM model to predict LA_{eq24h} on the island of Montreal

	Summer		Winter	
R-sq (adj)	0.64		0.4	
RMSE (cross-validation)	3.3 dBA		4.5 dBA	
Number of variables	11		12	
Linear relations with predictor variables	Regression coefficient	Standard error	Regression coefficient	Standard error
Intercept	62.290	2.596	7.610	5.836
Normalized Difference Vegetation Index (NDVI)	-9.226	3.908	-13.310	6.279
Area of residential low density within 50 m buffer	-0.001	0.002		
Residential medium-low density land use	---		-1.667e-5	9.60 e-6
Residential medium density land use	---		-9.598e-4	9.79 e-4
Area of residential high density within 500 m buffer	1.24 e-5	1.24 e-5	-2.042e-4	1.49 e-4
Area of commercial land use within a 750 m buffer	6.55 e-6	3.89 e-6	---	
Log(Area of industrial land use within a 750 m buffer)	0.181	9.00 e-2	0.356	0.149
Area of office building land use within a 750 m buffer	3.18 e-5	1.76 e-5	0.308	0.162
Number of residential units within 50 m buffer	-0.016	0.008	---	
Number of residential units within 150 m buffer	---		0.012	0.008
Length of arteries and highways within 50 m buffer	0.005	0.006	0.006	0.009
Log(Length of bus line within 50 m buffer)	0.971	0.194	0.800	0.316
One km or less from NEF25 ¹ curve	3.834	1.199	1.504	2.014
Distance to nearest terminal access			-2.438e-4	2.02 e-4
Division of Island (Reference : West)				
Downtown 2	-5.328	3.613	-9.175	5.145
Center -- around downtown 4	-0.518	1.006	-3.350	2.864
East 3	2.668	1.202	-2.260	3.438

¹ Noise Exposure Forecast 25

Appendix

A

Figure A. Relation with LA_{eq24h} determinant of built environment

Appendix B

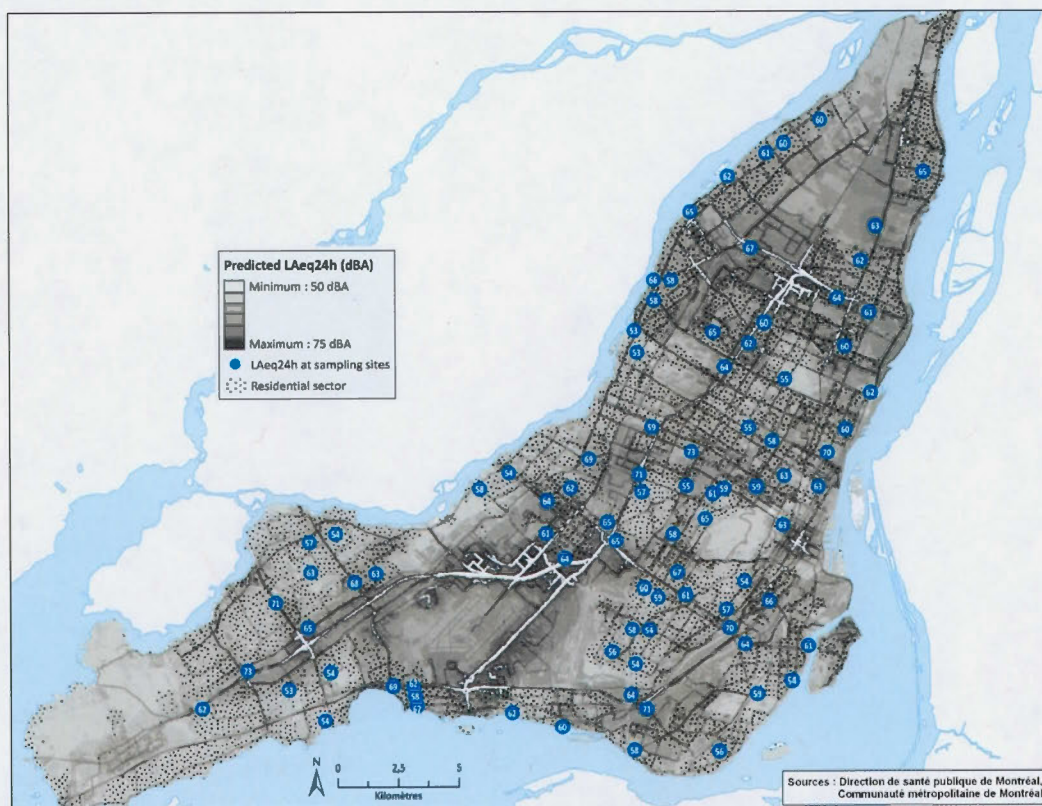


Figure B. Predicted summer noise levels (LA_{eq24h}) on the Island of Montreal (Quebec, Canada)

CHAPITRE IV

La section qui suit présente, les résultats en lien avec le deuxième objectif de recherche qui avait pour but de déterminer si les populations défavorisée sont plus exposées au bruit à Montréal. L'article a été publiée dans le *BMC Public Health* (Dale *et al.*, 2015).

SOCIOECONOMIC STATUS AND ENVIRONMENTAL NOISE EXPOSURE IN MONTREAL, CANADA

Laura M Dale¹, Sophie Goudreau², Stephane Perron², Martina S Ragetti^{2,4}, Marianne Hatzopoulou³ and Audrey Smargiassi^{4,5*}

1. McGill School of Environment, McGill University, Montréal, Quebec, Canada
2. Direction de santé publique de Montréal, Montréal, Canada
3. Department of Civil Engineering, McGill University, Montréal, Quebec, Canada
4. Département de santé environnementale et de santé au travail, Université de Montréal, Montréal, Canada
5. Institut National de Santé Publique du Québec, Montréal, Canada

* Corresponding author (audrey.smargiassi@umontreal.ca)

Abstract**Background**

This study's objective was to determine whether socioeconomically deprived populations are exposed to greater levels of environmental noise.

Methods

Indicators of socioeconomic status were correlated with L_{Aeq24h} noise levels estimated with a land-use regression model at a small geographic scale.

Results

We found that noise exposure was associated with all socioeconomic indicators, with the strongest correlations found for median household income, proportion of people who spend over 30% of their income on housing, proportion of people below the low income boundary and with a social deprivation index combining several socioeconomic variables.

Conclusion

Our results were inconsistent with a number of studies performed elsewhere, indicating that locally conducted studies are imperative to assessing whether this double burden of noise exposure and low socioeconomic status exists in other contexts. The primary implication of our study is that noise exposure represents an environmental injustice in Montreal, which is an issue that merits both investigation and concern.

Keywords

Noise, Deprivation, Environmental equity, Burden

Introduction

Chronic exposure to noise has been linked to various adverse effects such as annoyance, sleep disturbance, impaired cognitive performance, as well as to the onset of cardiovascular diseases [1]. Environmental noise is one of the most widespread sources of stress and discomfort in urban areas and few studies have assessed its association with social deprivation [2-5].

Deprivation is defined as “a state of observable and demonstrable disadvantage relative to the local community or the wider society or nation to which an individual, family or group belongs” [6]. Also, Townsend [6] describes two main forms of “relative” deprivation. The first, “relative” material deprivation refers to a deficiency of fundamental goods and conveniences such as a safe place to live, an adequate diet, and basic amenities. The second, “relative” social deprivation refers to a lack of adequate social relationships with members of one’s family, community, or workplace. While each form of “relative” deprivation may have its own public health implication, socioeconomic status is often used as an indicator of “relative” deprivation.

Living in disadvantaged communities can be deleterious for health as a result of any and all of at least five health-influencing characteristics described by Stokols [7]. As such, one’s environment may act as 1) a medium for disease transmission, 2) a stressor, 3) a source of safety or danger, 4) an enabler or hinderer of healthy behavior, and/or 5) a provider (or not) of health resources. Furthermore, poorer individuals are less empowered and may face fewer choices of where to live, often forcing them to reside in dwellings with inadequate conditions, and near a larger number of environmental stressors such as toxic waste dumps, industrial sites, and roads with high traffic density [8-10]. However, higher exposures to environmental stressors have also been noted in wealthier populations. For example, Cesaroni et al. 2010 [11]

noted that individuals living in areas of high road traffic were of higher social position in Rome.

Few studies have assessed associations between socio-economic status and exposure to noise. The study conducted by Hoffmann et al. [12], in Germany, noted a negative correlation with noise pollution (from traffic noise) along the entire gradient of socioeconomic status based on four social indicators. Similarly in Hong Kong [2] and in the Twin Cities, Minnesota [5], socially disadvantaged groups were more exposed to traffic noise. In Paris (France), Havard et al. [3] reported that people living in advantaged neighborhoods were more exposed to road traffic noise than their less affluent counterparts. In Marseille (France), a non-linear relationship, with the highest exposure to road traffic noise at a middle level socio-economic status was noted [4]. Thus, studies on such trends are scarce and methodologically inconsistent, and have yet to be done in Montreal.

The objective of the present study was to determine whether there is a correlation between the socioeconomic status of populations in Montreal and exposure to environmental noise

Methods

Study area

Our study took place on the island of Montreal, where we examined neighborhood scale social and physical environmental characteristics. The island has an area of 500 km² that contains 19 boroughs. Road traffic among the several expressways throughout the city is heavy, particularly along the number 13, 15, 20, 25 and 40 highways, which span the whole island. A number of railway tracks also reach an extensive portion of the island. There exists a large international airport in the Dorval region (to the West of the Island), and in certain areas, particularly in the eastern portion of the city, there are clusters of industrial activity. Whereas the most densely

populated areas are located around the city center and between highways 13 and 25, the territory west of highway 13 is more suburban in character with low residential density; the area east of highway 25 is mainly of low and medium residential density (Figure 1).

Montreal differs from many other large North American cities in a number of ways. For example, visible minority or immigration statuses tend not to correlate to a great extent with low socioeconomic status [13,14]. Regardless, Montreal represents one of the most economically segregated cities in Canada, with the least equal income distribution for the year 2000, as determined by the median share of income received by the less well-off half of the population [15]. This inequality translates into real health disparities, for example, a variation in life expectancy among men in different parts of the city by six years [16]. A more detailed description of the physical and social geography of Montreal can be found in Crouse et al.'s study on air pollution and socioeconomic deprivation [17].

Socioeconomic indicators

The socioeconomic characteristics of Montreal's population were described using 2006 census data from Statistics Canada aggregated at the dissemination area level. Although more recent data is available (i.e. 2011), the validity of the last Canadian census data has been questioned given that the questions related to the socioeconomic status are, since 2011, provided on a voluntary basis and thus not mandatory as in the past [18].

Dissemination areas are the smallest standard geographic areas for which all census data are distributed and they respect several delineation criteria. They 1) respect the boundaries of census subdivisions and census tracts, allowing them to remain fairly stable over time, 2) follow linear features such as roads, 3) are uniform in terms of population size, containing 400–700 persons (larger or smaller sizes may result in

order to respect criterion 1), 4) are delineated based on block population counts from the previous census, and 5) are compact in shape as much as possible [19].

The dataset included 3147 dissemination areas with a population greater than zero. 28 dissemination areas were without a population, due to their location in industrial areas or in large parks such as the Mount Royal Park. The area of the dissemination areas ranged from 0.07 km² to 17.8 km² and the mean was 0.16 km². The populations of the 3147 dissemination areas considered ranged from 113 to 4877 and the mean was 585.

Eight indicators of socioeconomic status were studied for each dissemination area :1) proportion of households with only one person, 2) unemployment rate, 3) proportion of people over the age of 25 without a diploma, 4) proportion of people below the low-income boundary, 5) median household income, and 6) proportion of people who spend over 30% of their income on housing. Furthermore, two indicators combining several socio-economic variables and developed by Pampalon and Raymond [20] were used, 7) the material deprivation index and 8) the social deprivation index. Each of these indicators has been used regularly in studies linking deprivation with health outcomes [17,20,21].

Noise levels

A-weighted outdoor summer noise levels (LA_{eq24h}) were computed for cells of 20 m × 20 m on the Island of Montreal, using a Land Use Regression (LUR) model [22]. This LUR model was developed based on LA_{eq24h} from a two-week sampling period at 87 sites during the summer 2010, along with determinants of the built environment in Montreal (e.g. vegetation, land use, road network, etc.). These determinants focused on transportation and industrial noise sources, but did not include all neighborhood outdoor noise sources such as bars, parking, etc. We assigned, to each dissemination area, the average of all summer noise level estimates within that area.

Statistical Analyses

The strength and the direction of the relation between mean predicted dissemination area LA_{eq24h} noise levels and each of eight indicators was assessed by computing Pearson correlation coefficients.

Map

A map illustrating the double burden of noise exposure and deprivation was produced as follows. First, quintiles of noise levels for the dissemination areas and quintile of each the indicators of the socioeconomic status were calculated; the fifth quintile represented the worst noise or deprivation level. Then, the values from one to five, for the noise and the value from one to five for each socioeconomic indicator were added for each dissemination area. Thus dissemination areas with a value of ten represented both the worst noise and lowest socioeconomic status.

Results

LA_{eq24h} noise levels for the sampling period were in the range of 50.5-68.8 dBA with an arithmetic mean of 58.3 ± 3.2 dBA and median level of 58.3 dBA. The Island of Montreal is noisier mainly where highways and industrial areas are present in the north-east of the island, and in the west where highways and the international Montreal Airport are also found (Figure 2).

The Pearson correlation coefficients for LA_{eq24h} levels with the indicators of the socioeconomic status were in the range of $|0.232|$ to $|0.426|$, all in their expected direction so as to indicate a relationship between socioeconomic deprivation and elevated noise exposure (Table 1). Correlations were usually linear, as represented in the scatter plots (Additional file 1: Figure S1), except for median income, which approximated a negative exponential relation with noise levels.

Figure 3 presents a map that combines the sound levels and the median household income. The areas presenting a double burden of noise exposure and lowest household income are presented in black in the figure. 15.8% ($n = 501$) of dissemination areas presented a double burden (class 9 and 10). These dissemination areas were mainly found in the center of the Island of Montreal, although not really clustered in one location. Noise levels were low and median incomes were high in the dissemination areas in the west of the Island (Additional file 2: Figures S2). Similar results were obtained with other indicators of the socioeconomic status (maps not shown). For example, using the unemployment rate which is the socioeconomic indicator the least correlated with noise levels, we noted that 15.3% of dissemination areas presented a double burden (data not shown).

The information from the map is also summarized in Table 2. There were few dissemination areas affected by a single factor: 43 dissemination areas presented only the worst average income and 37 dissemination areas, the worst noise levels.

Discussion

In this study we found that environmental noise exposure appears to be higher in areas of greater socioeconomic disadvantage. Associations between noise and socioeconomic status indicators were moderate (<0.5) and usually linear.

Our results are consistent with those of a few studies that showed that increased noise levels are associated with decreased socioeconomic status [2-5,12-23]. However, the heterogeneity of results in other locations makes it clear that the present study is inconsistent with a number of others. For example, in Paris, France, Havard et al. [3] associated higher noise exposure from road traffic noise with higher socioeconomic status. A case study in the Rijnmond region of the Netherlands by Kruize and Bouwman [23] similarly associated higher income levels with higher noise exposure levels, except in the case of aircraft noise for which opposite trend was observed. In

Marseilles, France, Bocquier et al. [4] found a non-linear relationship between social inequalities and exposure to road traffic noise, with the highest levels of exposure at a middle level of deprivation. Brainard et al. in Birmingham, UK [24] reported inconclusive trends between noise exposure from combined sources (road, rail and airport) and deprivation.

There are a number of considerations that should be taken into account when comparing our study with others. First, our study did not differentiate between different noise sources, or between nighttime and daytime noise. Second, we used different indicators for socioeconomic status than each of the studies described above (although overlap did occur).

Third, it should be noted that each of the studies mentioned above was conducted in Europe, where cities are frequently configured differently than in North America. Indeed the inner city in Western Europe is often wealthier than the suburbs whereas in Montreal, the proportion of people with a low socioeconomic status is higher in the center of the Island, where higher noise levels can be found. Each of these considerations limits the comparability of our results.

Disregarding these methodological differences however, it would appear that the relationship between socioeconomic status and noise exposure is highly variable and dependent on local contexts. There is a need for further research in this field to reconcile and provide explanations for these regional discrepancies. By identifying explanatory factors, we may then begin to extrapolate local results to similar areas elsewhere in the world.

A study done in New York City on noise, air pollutants and traffic suggested that an imperfect correlation exists between noise and air pollution in the context of road traffic [25]. Comparing the results from the present study on noise and

socioeconomic status with those from Crouse et al. [17] on air pollution and socioeconomic status, it is possible that such a discrepancy may also exist in Montreal. Crouse et al. [17] demonstrated a positive correlation between air pollution and socioeconomic status but with notable deviations from the overall trend in certain neighborhoods and for certain indicators. For example, the low education indicator was inconsistent with the idea of a double burden of socioeconomic disadvantage and air pollution exposure. In addition, two other indicators (proportion of lone-parent families and proportion of adults separated, divorced, or widowed) were non-linearly associated with air pollution exposure. Finally, the proportion of adults separated, divorced, or widowed had a positive association with air pollution until a specific point, at which the relationship became negative. Conversely, for each indicators used in our study, a double burden of low socioeconomic status and higher noise exposure was observed. Apparently, noise and air pollution are not uniformly linked in Montreal.

Our work is imperfect for a number of reasons. First, since it is impossible to measure noise everywhere, anytime and for the entire population, we used a land use regression model that predicts average sound levels over 24 hours (LA_{eq24h}), with an error associated with the prediction of LA_{eq24h} of 3.3 dBA.

Second, LA_{eq24h} may not be the best indicator of exposure as sporadic noise events, such as those coming from aircrafts, buses or trucks, may be more disruptive than more constant streams of noise [26,27]. In addition, the 24 hr indicator does not allow us to differentiate between nighttime and daytime noise. Given the numerous potential effects of sleep disturbance on health, the possibility of certain areas having higher nighttime noise represents an important consideration. Similarly, our analysis considered only noise levels at people's places of residence. Since not all people are home all day, they could have different overall exposure profiles than those suggested by our results.

Our results are also limited to outdoor noise levels; it is conceivable that a comparison of indoor noise would further emphasize this double burden. For example, low-income dwellings may be more likely to have features such as thinner windows and ineffective insulation, making them more susceptible to permeation by noise. Furthermore, the noise model by Goudreau et al. (2014) [22] used in this study is based on two-week measurements in the summer only, and does not consider potential seasonal differences due to weather conditions and noise sources. Nevertheless, in our previous work in Montreal, we noted a relatively good correlation between winter and summer noise levels (Pearson $r = 0.74$; Goudreau 2014, personal communication).

Furthermore, our assessment of the spatial distribution of the socioeconomic position is imperfect as we used aggregated socioeconomic indicators at the dissemination area level. Small-scale spatial variations of the socioeconomic status within a dissemination area may not be detected. It is indeed worth noting that concentrated pockets of individuals with low socio-economic status are generally small in Montreal, rarely covering an entire dissemination area [28].

Another consideration in our study design is the modifiable areal unit problem (MAUP), which arises due to the arbitrary nature by which the boundaries of areal units are chosen. If different boundaries were used instead (i.e. if the areal units were modified), then the results based on these delineations could be quite different [29]. Bowen [30] suggests that the appropriate level of spatial aggregation varies based on the objectives of the study, and that studies on exposure to environmental hazards call for smaller geographic units. The logic for this recommendation follows from spatial concerns regarding areal unit definitions. For example, it is conceivable that two populations on the boundaries of their respective areal units may be more similar to each other than to the populations within their own units. Also, given that

dissemination areas are larger outside the city core, the error that can result from attributing the same noise levels to all individuals in a dissemination area may be greater outside the metropolitan center. The logical solution here would be to use a smaller spatial unit that better represents exposure [30]. We thus chose the smallest census unit available, dissemination areas.

A final consideration in our analysis is that the census data used in our study was from the year 2006 while our noise data was obtained in 2010. It is possible that the socioeconomic and geographic context has changed since then, although we do not have reason to believe so.

Conclusion

The main implications of the present study are two-fold. First, it is apparent that studies linking environmental exposures to socioeconomic status require careful examination in local contexts. This finding arose in light of the many results on noise exposure and social conditions that have proven difficult to generalize to other areas. There is an apparent lack of environmental equity on the Island of Montreal. Our results indicate that deprived groups endure a double burden of low economic status and higher exposure to environmental noise. These findings thus highlight a societal externality imposed on an already disadvantaged group. Interventions to reduce noise levels in Montreal should be targeted to lower income neighborhoods.

Competing interests

The authors declare that they have no competing interest.

Authors' contributions

LD wrote the manuscript and interpreted the results. SG was involved in the data collection, performed the analyses and contributed to the interpretation of the results. SP and MH contributed to the design of the study and to the writhing of the manuscript. AS conceived the study, directed the analyses, contributed to the interpretation of results and to the writhing of the manuscript. All authors reviewed and approved the final manuscript.

Acknowledgement

This work was financially supported by the Direction de Santé Publique de l'Agence de la Santé et des Services Sociaux de Montréal.

References

1. Basner M, Babisch W, Davis A, Brink M, Clark C, Janssen S, et al. Auditory and non-auditory effects of noise on health. *Lancet*. 2014;383(9925):1325–32.
2. Lam K C, & Chan P K. Socio-economic status and inequalities in exposure to transportation noise in Hong Kong. *Transportation*. 2006;2(1) 107–113.
3. Havard S, Reich BJ, Bean K, Chaix B. Social inequalities in residential exposure to road traffic noise: an environmental justice analysis based on the RECORD cohort study. *Occup Environ Med*. 2011;68:322–74. doi:10.1136/oem.2010.060640.
4. Bocquier A, Cortaredona S, Boutin C, David A, Bigot A, Chaix B, et al. Small-area analysis of social inequalities in residential exposure to road traffic noise in Marseilles, France. *Eur J Pub Health*. 2012;23(4):540–6. 10.1093/eurpub/cks059.
5. Nega TH, Chihara L, Smith K, Jayaraman M. Traffic noise and inequality in the twin cities, Minnesota. *Human Ecological Risk Assessment: An Int J*. 2013;19(3):601–19.
6. Townsend P. Deprivation. *J Social Policy*. 1987;16(2):125–46. 10.1017/S0047279400020341.
7. Stokols D. Establishing and maintaining healthy environments: toward a social ecology of health promotion. *Am Psychol*. 1992;47(1):6–22. 10.1037/0003-066X.47.1.6.
8. Evans G. The environment of childhood poverty. *Am Psychol*. 2004;59(2):77–92. 10.1037/0003-066X.59.2.77.
9. Braubach M, Fairburn J. Social inequities in environmental risks associated with housing and residential location—a review of evidence. *European J PublHealth*. 2010;20(1):36–42.
10. Mitchell G, Dorling D. An environmental justice analysis of British air quality. *Environ Planning A*. 2003;35(5):909–29.

11. Cesaroni G, Badaloni C, Romano V, Donato E, Perucci CA, Forastiere F. Socioeconomic position and health status of people who live near busy roads: the Rome Longitudinal Study (RoLS). *Environ Heal*. 2010;9(1):41.
12. Hoffmann B, Robra BP, Swart E. Social inequality and noise pollution by traffic in the living environment—an analysis by the German Federal Health Survey. *Gesundheitswesen*. 2003;65(6):393–401.
13. Seguin AM, Germain A. The social sustainability of Montreal: a local or state matter? In: Polèse M, Stren R. *Social Sustainability of cities: Diversity and the Management of change*. Toronto: University of Toronto Press. 2000: pp 39–67.
14. Bauder H, Sharpe B. Residential segregation of visible minorities in Canada's gateway cities. *Can Geogr*. 2002;46(3):204–22. 10.1111/j.1541-0064.2002.tb00741.x.
15. Ross NA, Wolfson MC, Dunn JR, Berthelot JM, Kaplan GA, Lynch JW. Relation between income inequality and mortality in Canada and in the United States: cross sectional assessment using census data and vital statistics. *BMJ*. 2000;320:898–902. 10.1136/bmj.320.7239.898.
16. Leblanc MF, Raynault MF, Lessard R. Direction de santé publique. Social inequalities in health in Montreal – Progress to date. Agence de la santé et des services sociaux de Montréal. ISBN 978-2-89673-133-6. 2011, 144 p.
17. Crouse DL, Goldberg MS, Ross NA. A prediction-based approach to modelling temporal and spatial variability of traffic-related air pollution in Montreal. *Canada Atmosphérique Environ*. 2009;43(32):5075–84.
18. Direction de la méthodologie et de la qualité et Direction des statistiques sociodémographiques. L'Enquête nationale auprès des ménages de Statistique Canada : État des connaissances à l'intention des utilisateurs du Québec. Institut de la statistique du Québec. 2013, 13p. Available at: <http://www.stat.gouv.qc.ca/statistiques/enm-note-information.pdf>.
19. Statistics Canada. 2006 Census Dictionary. More information on dissemination area (DA). 2009. Available at: <http://www12.statcan.ca/census->

- recensement/2006/ref/dict/geo021a-eng.cfm. (October 18, 2013 date last accessed).
20. Pampalon R, Raymond G. A deprivation index for health welfare planning in Quebec. *Chronic Diseases Canada*. 2000;21(3):104–13.
 21. Twigge-Molecey, A. Is gentrification taking place in the neighbourhoods surrounding the MUHC? A census-based analysis of relevant indicators. Analysis Report RR09-02E. Montréal: CURA Making Megaprojects Work for Communities - Mégaprojets au service des communautés; 2009, 80 p.
 22. Goudreau S, Plante C, Fournier M, Brand A, Roch Y, Smargiassi A. Estimation of spatial variations in urban noise levels with a land use regression model. *Environment and Pollution*, 3(4), p48.
 23. Kruize H, Buowman AA. Environmental (in) equity in the Netherlands: A Case Study on the Distribution of Environmental Quality in the Rijnmond Region. RIVM Report 550012003/2004. 2004. <http://hdl.handle.net/10029/8982>.
 24. Brainard JS, Jones AP, Bateman IJ, Lovett AA. Exposure to environmental urban noise pollution in Birmingham, UK. *Urban Stud*. 2004;41(13):2581–600. 10.1080/0042098042000294574.
 25. Ross Z, Kheirbek I, Clougherty JE, Kazuhiko I, Thomas M, Markowitz S, et al. Noise, air pollutants and traffic: continuous measurement and correlation at a high-traffic location New York City. *Environ Res*. 2011;111:1054–63.
 26. Clark C, Martin R, van Kempen E, Alfred T, Head J, Davies HW, et al. Exposure-effect relations between aircraft and road traffic noise exposure at school and reading comprehension. *Am J Epidemiol*. 2005;163(1):27–37. 10.1016/j.atmosenv.2009.06.040.
 27. Seto EYW, Holt A, Rivard T, Bhatia R. Spatial distribution of traffic induced noise exposure in a US city: an analytic tool for assessing the health impacts of urban planning decisions. *Int J Health Geogr*. 2007;6:24–39. 10.1186/1476-072X-6-24.

28. Montpetit C. Groupe de travail sur la pauvreté à Montréal/Centraide. Un portrait de la pauvreté sur le territoire de Centraide du Grand Montréal. Montréal: Centraide / Centre Léa-Roback, Décembre, 2007.
29. Baden BM, Noonan DS, Turaga RMR. Scales of justice: is there a geographic bias in environmental equity analysis? *J Environ Plan Manag.* 2007;50(2):163–85. 10.1080/09640560601156433.
30. Bowen WM. Environmental justice through research-based decision-making. New-York: Routledge, 2001.

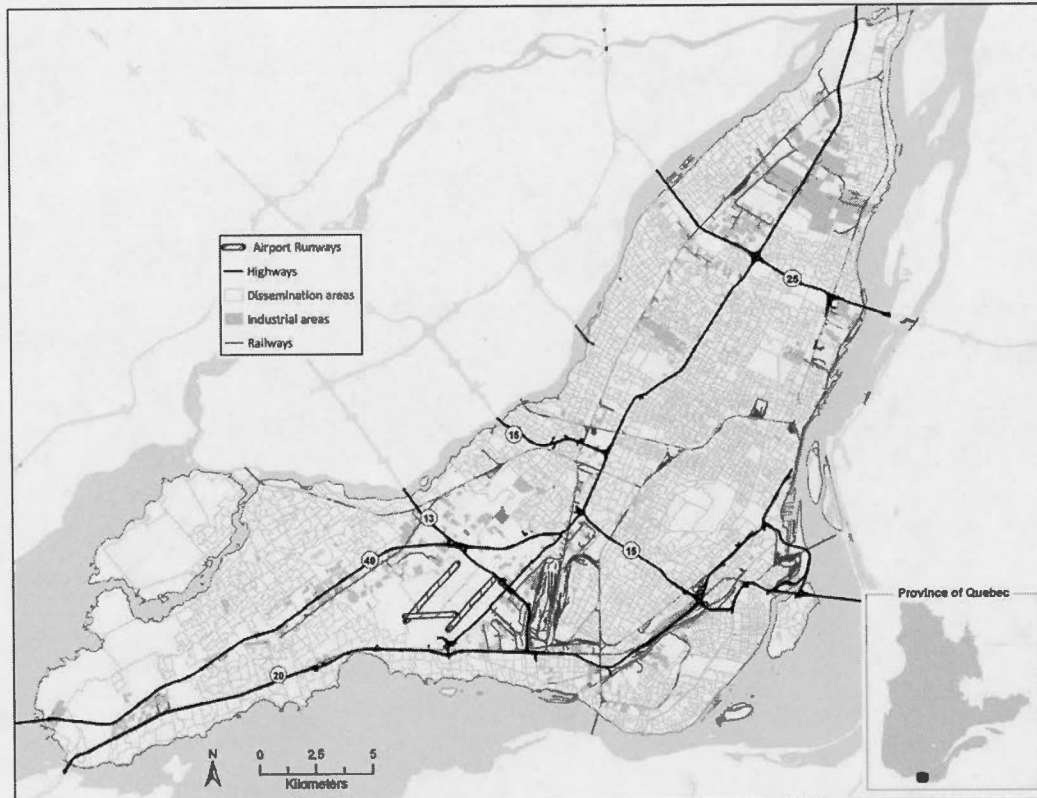


Figure 1. Map of Montreal Island

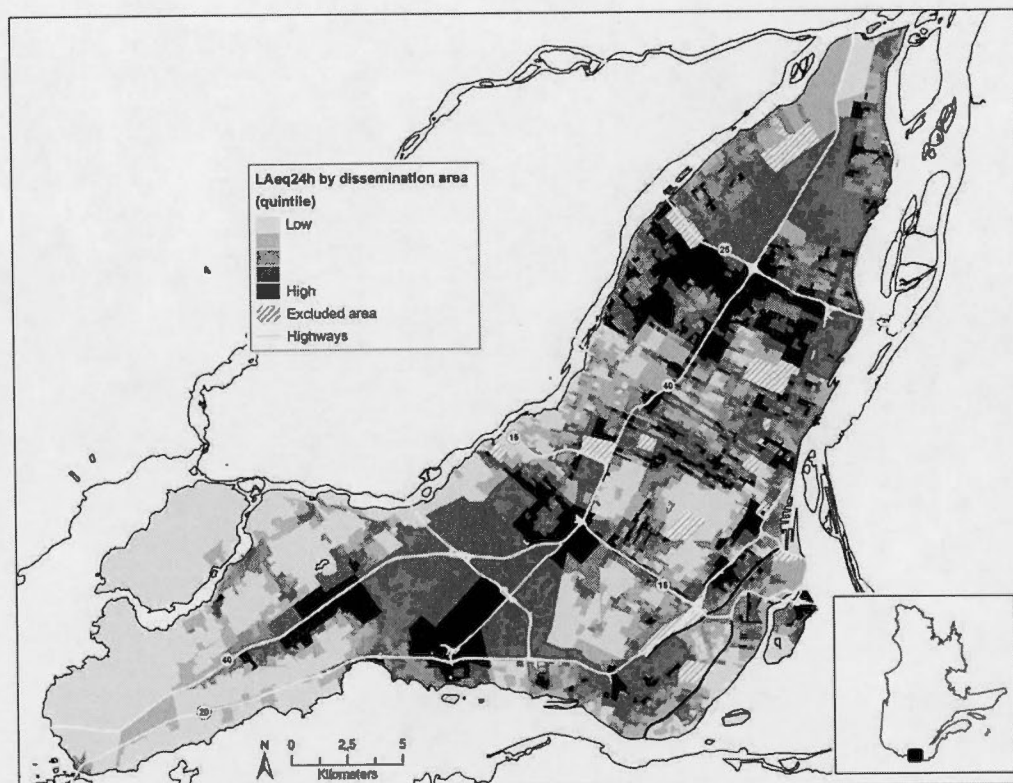


Figure 2. LAeq24h noise levels by dissemination areas in Montreal

Table 1. Descriptive statistics of dissemination area variables (n = 3147) and their correlations with noise levels

Variables dissemination area)	(byMean an	Medi an	Standard deviation	1st percentile	99th percentile	Pearson with mean LA _{eq24h} Coefficient	correlation p value
Proportion of households with 1 person	34.7	35.3	14.8	4.3	68.2	0.259	<0.0001
Unemployment rate	8.8	7.7	6.3	0	28.6	0.232	<0.0001
Proportion of people over age 25 without a diploma	20.8	19.0	12.4	0	50.0	0.311	<0.0001
Proportion of people below the low income boundary	21.8	20.0	14.7	0	61.8	0.360	<0.0001
Median household income*	47 735	40 420	26 263	17 006	147 114	-0.426	<0.0001
Proportion of people who spend over 30% of their income on housing	21.2	20.5	14.3	0	57.4	0.378	<0.0001
Material deprivation index	-0.003	-0.004	0.048	-0.116	0.112	0.380	<0.0001
Social deprivation index	0.014	0.020	0.043	-0.097	0.100	0.337	<0.0001

* Distributions of income, after tax and earnings distributions have been suppressed where the total number of units (persons, families or households) in the reference year estimated number is less than 250.

Table 2. Number of dissemination areas by quintiles of median household income and average noise levels (LA_{eq24h}), Montréal, 2006

Median household income by dissemination area (quintile)	Average LA _{eq24h} by dissemination area (quintile)					Total
	1 (Low)	2	3	4	5 (High)	
1 (High)	283	126	121	68	37	635
2	100	129	159	140	106	634
3	56	135	143	162	138	634
4	38	97	179	169	150	633
5 (Low)	43	74	143	163	188	611
Total	520	561	745	702	619	3147

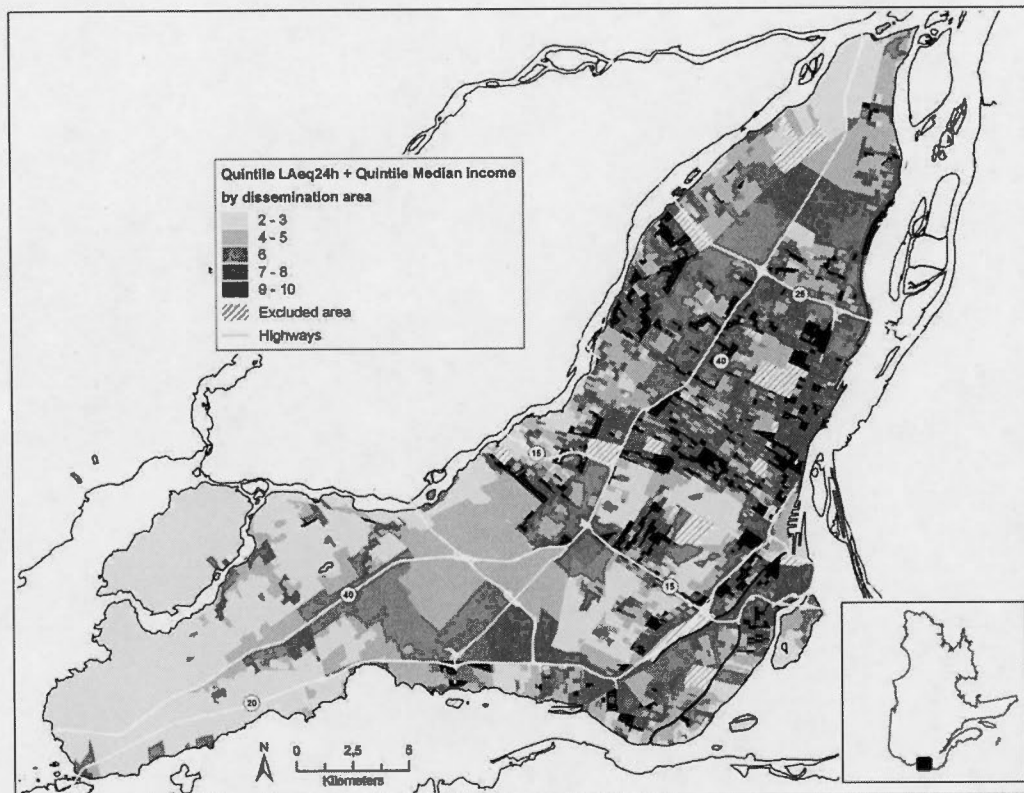


Figure 3. Sum of quintile values of noise and median household income by dissemination areas in Montreal

Supplemental material:

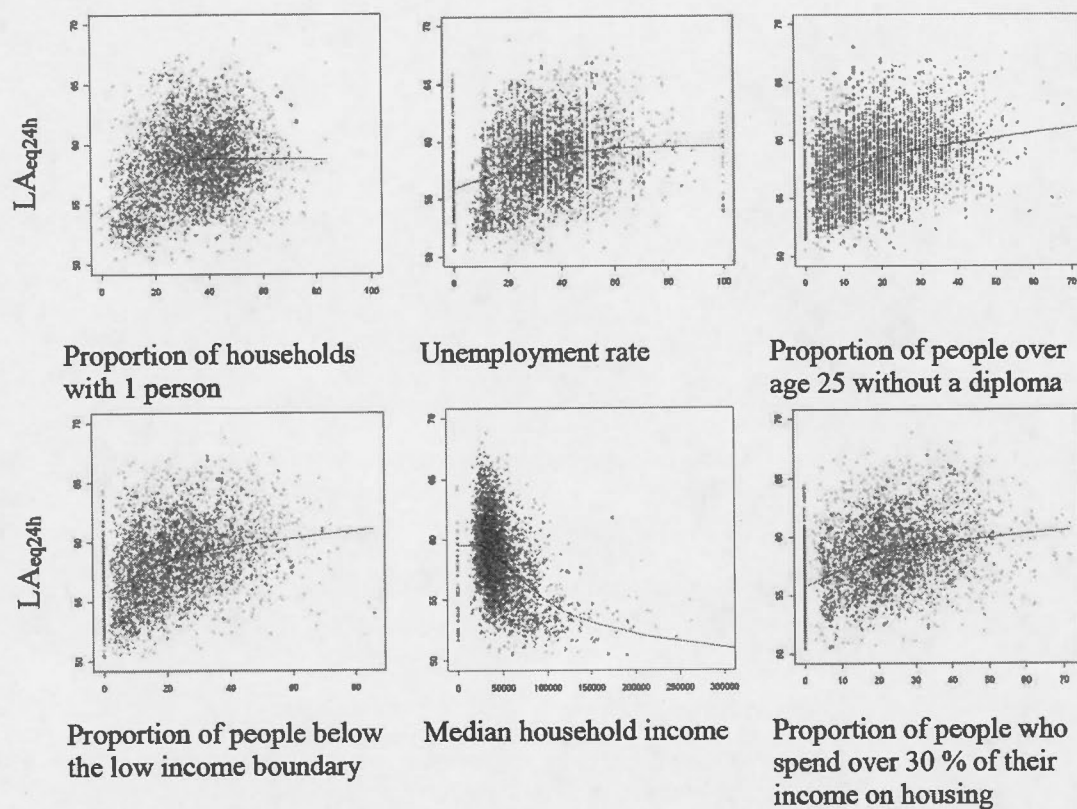


Figure S1. Scatterplots correlating LA_{eq24h} with socioeconomic indicators

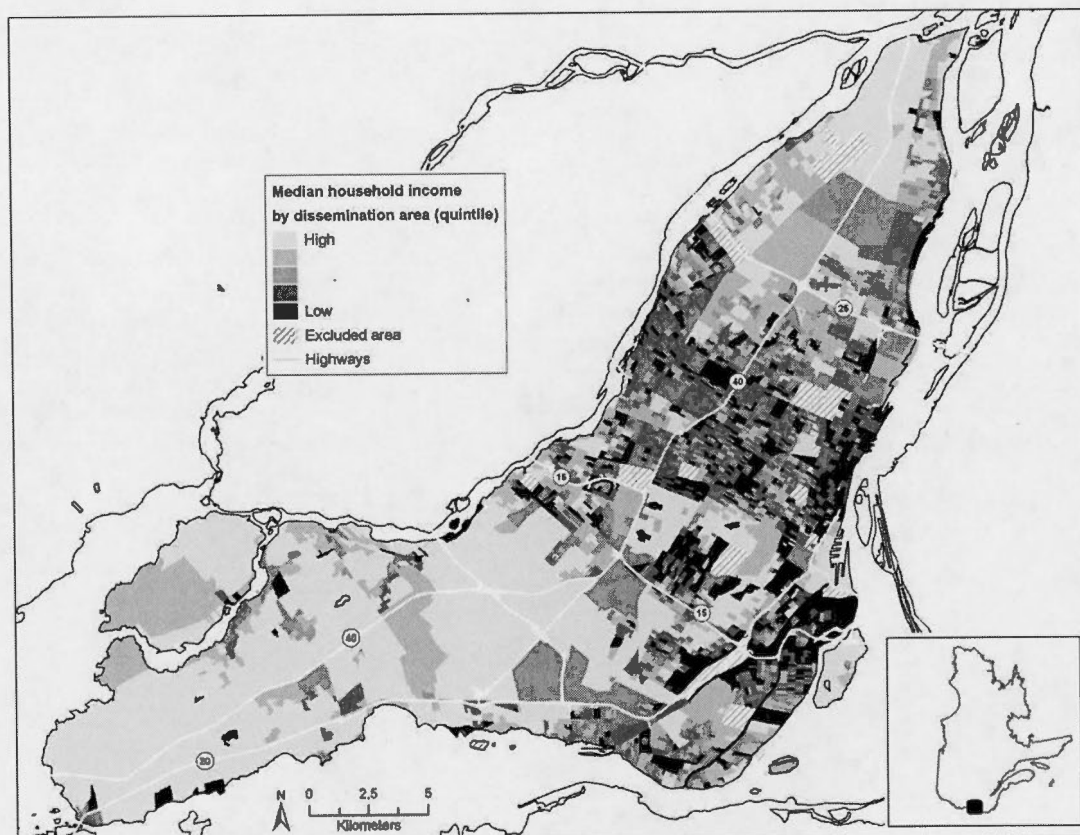


Figure S2. Median household income by dissemination areas in Montreal

CHAPITRE V

DISCUSSION

Dans le cadre de ce mémoire, deux modèles de type LUR ont été développés à partir de l'échantillonnage des niveaux sonores mesurés à 87 sites durant l'été 2010 et à 62 sites durant l'hiver 2011 sur l'île de Montréal. La majorité des LA_{eq24h} calculés à partir de ces mesures étaient supérieures à 55 dBA, seuil recommandé par l'OMS dans les milieux de vie pour prévenir les impacts sanitaires. Pour développer les LURs, plusieurs indicateurs en lien avec les déterminants de l'environnement ont servi à estimer les LA_{eq24h} ; les principaux indicateurs étaient reliés au transport et à la végétation. Le modèle statistique développé pour l'été, explique une part importante de la variabilité des niveaux sonores mesurés (64%), tandis que celui de l'hiver était moins performant (R^2 :40%). La mise en relation des niveaux sonores estimés par le LUR de l'été et des indicateurs du statut socio-économique a aussi révélé que sur le territoire montréalais, les populations socialement défavorisées sont les plus exposées aux niveaux sonores élevés.

Les indicateurs en lien avec les déterminants de l'environnement retenus dans les modèles LURs développés pour l'été et l'hiver confirment l'hypothèse de recherche. En effet les résultats des modèles LURs montrent que la longueur du réseau routier et d'autobus, la proximité de la zone NEF25 de l'aéroport, augmentent les niveaux de bruit, tandis que l'indice de végétation les réduit. Cependant, l'indicateur qui traduit le bruit lié au transport ferroviaire n'a pas été retenu dans les modèles. De plus, l'indicateur représentant le bruit en lien avec les zones commerciales n'a été retenu que dans le modèle d'été, et la distance à un accès routier au port de Montréal n'a été intégrée qu'au modèle de l'hiver. Finalement les indicateurs de densité de la population suivaient des tendances contraires aux attentes.

Il est possible que les zones commerciales soient davantage bruyantes l'été, lorsque la température est favorable aux rassemblements extérieurs; ceci pourrait en partie expliquer pourquoi les zones commerciales n'ont pas été retenues dans le modèle d'hiver. Pour ce qui est de la distance à un accès routier au port de Montréal, on suppose que des différences d'activités lors des différentes périodes d'échantillonnage expliqueraient le fait que cet indicateur n'a pas été retenu dans le modèle d'été. Il est aussi possible que l'indicateur en lien avec le transport ferroviaire n'ait pas été retenu dans les modèles puisque nous avons modélisé les LA_{eq24h} , et non les LA_{max} , qui seraient davantage sensibles aux événements sonores associés à des mouvements ferroviaires. Il est aussi possible qu'un nombre trop restreint de sites d'échantillonnage localisés à proximité de sources ferroviaires de bruit, explique que l'indicateur en lien avec le transport ferroviaire n'ait pas été retenu dans les modèles. Finalement pour ce qui est des indicateurs en lien avec la densité de la population, quoique contraires aux effets attendus, les coefficients sont faibles et représentent possiblement des ajustements du modèles multivariés.

L'erreur associée à l'estimation des niveaux sonores avec les LURs est plus faible pour le modèle d'été (RMSE : 3,3 dBA) que pour le modèle d'hiver (RMSE : 4,5 dBA). La meilleure performance du modèle de l'été pourrait s'expliquer par un plus grand nombre de sites d'échantillonnage, captant ainsi une plus grande variation des indicateurs de l'environnement qui influencent les niveaux sonores. Les conditions météorologiques, qui ne font pas partie des déterminants des modèles LURs, sont aussi des éléments qui font varier les niveaux sonores. L'échantillonnage pendant la période hivernal s'est déroulé dans des conditions météorologiques plus variables que durant l'été. Les températures durant cette période sont passées de -14 °C à 10 °C, et de 10 °C à 28 °C au cours de l'été. Il faut aussi noter que les LA_{eq24h} de la campagne hivernale présentaient des valeurs plus élevées et plus variables entre les sites d'échantillonnages que ceux de la campagne estivale. En plus des différences

associées aux conditions météorologiques, les températures douces de la fin de l'hiver, lors de la période d'échantillonnage, ont fait fondre la neige, rendant ainsi l'asphalte mouillée et augmentant possiblement les niveaux sonores reliés au trafic routier. Ceci pourrait aussi contribuer à une moins bonne performance du modèle LUR d'hiver. Des travaux devront être entrepris dans le futur pour améliorer l'estimation des niveaux sonores durant cette saison.

Les résultats de nos modèles LURs peuvent être comparés aux modèles de type LURs publiés jusqu'à ce jour. Tous ces modèles (To *et al.*, 2002; Xie *et al.*, 2011; Aguilera *et al.*, 2014; Zuo *et al.*, 2014) rapportent l'utilisation d'indicateurs du trafic routier comme prédicteur important des niveaux de bruit. Tout comme nos modèles, certains ont aussi intégré l'atténuation des niveaux sonores par la végétation (Xie *et al.*, 2011). Comparativement aux résultats de trois modèles développés par Aguilera *et al.* (2014) pour des villes européennes, nos R^2 sont un peu plus faibles. En effet, Aguilera *et al.* (2014), rapportent des R^2 de 66 %, 69 % et 84 % (comparativement à nos R^2 de 64 % et 40 % pour les LURs d'été et d'hiver. Nos R^2 sont aussi plus faibles que celui de To *et al.* (2002) (R^2 : 79%). Cette différence pourrait peut-être être expliquée par la précision des indicateurs utilisés. Par exemple, To *et al.* (2002) ont utilisé les volumes de circulation aux sites d'échantillonnage dans leur modèle. Xie *et al.*, (2011), qui ont aussi développé un LUR, ne rapportent pas de R^2 . Cependant ils ont calculé un pourcentage d'erreur acceptable (PAS) qui est le pourcentage de mesures prédites ayant une marge d'erreur de plus ou moins 10 %. La valeur du PAS de Xie *et al.*, (2011) est de 78 %, alors qu'elle est de 100 % pour notre modèle d'été et de 96% pour notre modèle d'hiver (Goudreau *et al.*, 2014). Finalement il est difficile de comparer notre modèle au modèle géostatistique de Zuo *et al.* (2014), qui ne rapportent pas non plus de R^2 .

Nos modèles statistiques LURs développés pour prédire les niveaux sonores présentent des limites qui se doivent d'être présentées. Premièrement, l'indicateur

acoustique que nous avons utilisé pour la modélisation et l'estimation des niveaux sonores représente un niveau équivalent sur 24 heures. Or, durant une journée complète, les niveaux sonores mesurés montrent de grandes variations à tous les sites d'échantillonnage, principalement entre la nuit et le jour, et le LA_{eq24h} ne tient pas compte de ces variations. La réalisation de modèles LURs permettant d'estimer séparément les niveaux sonores pour le jour et la nuit pourrait s'avérer intéressant pour caractériser ces différences.

Deuxièmement, certains facteurs qui influencent de façon importante les niveaux sonores n'ont pas été considérés dans les modèles LURs, notamment les conditions météorologiques. Par exemple, la vitesse du vent, lorsqu'elle augmente, est un facteur qui peut influencer tant les niveaux que la mesure du bruit.

La localisation des obstacles près des sources de bruit et des sites d'échantillonnage est également un phénomène qui complexifie la modélisation. En effet, contrairement aux modèles numériques, les modèles statistiques comme les LURs développés dans le cadre du présent mémoire, peuvent difficilement tenir compte de la localisation des obstacles faisant une barrière aux ondes sonores, par rapport à la localisation des sources de bruit.

Il faut finalement préciser que nos modèles LURs, comme tout modèle de ce type, ne peuvent être exportés pour une estimation des LA_{eq24h} dans d'autres villes puisque les indicateurs sélectionnés se rapportent au territoire d'étude et sont adaptées à ce dernier. Pour un autre secteur, le modèle pourrait mal estimer les niveaux parce que des informations importantes ne s'y retrouveraient pas, ou celles utilisées seraient inadéquates (Jerrett *et al.*, 2005).

Des améliorations pourraient être apportées aux modèles LURs développés afin de réduire les erreurs d'estimation des niveaux sonores. L'ajout d'indicateurs plus précis

pour certaines sources d'émissions sonores pourrait permettre de mieux expliquer la variation des niveaux de bruit mesurés. Par exemple, le volume de circulation d'automobiles et de véhicules lourds pourrait améliorer la précision des modèles, comparativement à l'utilisation de la longueur du réseau routier (artères et autoroutes) comme indicateur. Il en est de même pour les activités ferroviaires et aériennes sur le territoire. L'ajout du nombre de trains pour chaque voie ferrée ainsi que du nombre de passages d'avions au-dessus des sites, permettrait de mieux ajuster les modèles. Cependant comme mentionné plus haut, il est aussi possible que les LA_{max} , plutôt que les LA_{eq24h} utilisés, soient davantage reliés aux mouvements ferroviaires (et possiblement aériens).

Finalement l'augmentation du nombre de sites de mesures pour développer les LURs et, l'ajout de sites d'échantillonnage supplémentaires à proximité de sources d'émission importantes de bruit, telles que les chemins de fer, pourrait permettre une meilleure prédiction des niveaux sonores. Les sites de mesure utilisés pour développer les LURs présentaient une variation importante de la densité du réseau routier, ayant été sélectionnés en fonction de celui-ci. Il serait donc pertinent de mieux représenter l'influence d'autres sources de bruit par l'ajout de sites à proximité de ces sources autres que le transport routier, comme les sources ferroviaires.

La relation entre les niveaux sonores estimés par le LUR d'été et les indicateurs du statut socio-économique confirme aussi notre deuxième hypothèse voulant que l'augmentation de la défaveur soit associée à l'augmentation de l'exposition au bruit à Montréal.

Les inégalités sociales d'exposition au bruit à Montréal pourraient en partie être expliquées par le fait qu'en milieu urbain, la pollution sonore est principalement issue du trafic routier, et que les logements situés à proximité des routes majeures sont plus

abordables. Le faible coût des loyers à ces endroits pourrait inciter les populations démunies à habiter des secteurs plus bruyants (DSP, 2006).

Les aires de diffusion qui subissent à la fois l'exposition au bruit et le fardeau de la pauvreté se répartissent un peu partout sur le territoire, principalement entre les autoroutes 15 et 25. Ces secteurs sont généralement représentés par de très petites superficies sur le territoire (figure 3 du Chapitre IV). Cependant ces secteurs sont généralement très denses.

Les résultats rattachés au Chapitre IV peuvent être comparés à ceux des études similaires. Des études réalisées dans les villes d'Allemagne (Riedel *et al.*, 2014), des États-Unis (Ogneva-Himmelberger et Cooperman, 2010; Nega *et al.*, 2013), de Chine (Lam et Chan, 2008; Lam et Chung, 2012), du Royaume-Uni (Brainard *et al.*, 2004; Xie et Kang, 2009) et des Pays Bas (Kruize et Bouwman, 2004) rapportent, comme nous, des associations positives entre les niveaux de bruit et la défaveur sociale. Toutefois, les résultats d'une étude réalisée à Rijnmond aux Pays-Bas (Kruize et Bouwman, 2004) a, au contraire, rapporté une relation négative avec le bruit aérien. En effet, Kruize et Bouwman (2004) ont noté que les personnes les mieux nanties étaient les plus exposées au bruit aérien.

Par ailleurs, deux études réalisées en France révèlent aussi des résultats divergents. Havard *et al.* (2011) ont noté que les populations favorisées de la ville de Paris et sa banlieue étaient soumises aux niveaux sonores les plus élevés. Les auteurs expliquent ces résultats en partie par le fait que dans la région de Paris, les secteurs les mieux nantis sont localisés à au centre de la ville, là où la densité du trafic routier est importante, alors que les populations défavorisées se situent surtout en périphérie de la ville. Il en est autrement sur l'île de Montréal, où les populations les plus pauvres sont localisées un peu partout sur le territoire et notamment le long des grands axes routiers. Quant aux résultats de l'étude de Bocquier *et al.* (2012) réalisée à Marseille,

les auteurs ont noté une relation non linéaire entre un indicateur composite du statut socio-économique et les niveaux de bruit. Ainsi, tant les pauvres que les riches, étaient exposés à des niveaux de bruit élevés.

CONCLUSION

Les travaux de ce mémoire montre qu'il est possible d'expliquer une grande part de la variabilité des niveaux de bruit avec un modèle de type LUR et ainsi d'estimer les niveaux sonores à très petite résolution sur l'ensemble d'un territoire. Les principaux prédicteurs des niveaux de bruit du modèle développés pour le territoire montréalais sont les routes majeures (avec trafic routier important), la proximité à l'aéroport et l'indice de végétation (NDVI). Selon les résultats du modèle, une proportion importante des résidents de l'île de Montréal est exposée à des niveaux de bruit dépassant les recommandations de l'OMS. De plus, nos analyses montrent qu'à Montréal, les populations les plus défavorisées sont celles qui sont les plus exposées au bruit.

En 2015, aucune politique n'encadre la gestion du bruit environnemental au Québec, il est donc difficile de mettre en place des mesures pour réduire les niveaux sonores dans les secteurs les plus exposés. Les interventions futures visant à réduire les niveaux sonores devraient d'avantage cibler les secteurs où vivent les populations à faibles revenus puisque les impacts sanitaires du bruit, pourraient s'additionner à d'autres facteurs de risque.

RÉFÉRENCES

- Aballéa, F. E., René, P. J., et Cosandey, L. (2010, avril). *Cartographie routière: Comparaison des modèles d'émissions*. 10ème Congrès Français d'Acoustique, Société Française d'Acoustique – SFA, Lyon, France.
- Adams, M. A., Ding, D., Sallis, J. F., Bowles, H. R., Ainsworth, B. E., Bergman, P., Bull, F. C., Harriette Carr, H., Craig, C.L., De Bourdeaudhuij, I., Domez, L. F., Hagströmer, M., Klasson-Heggebø, L., Inoue, S., Lefevre, J., Macfarlane, D. J., Matsudo, S., Matsudo, V., McLean, G., Murase, N., Sjöström, M., Tomten, H., Volbekiene, V. et Bauman, A. (2013). Patterns of neighborhood environment attributes related to physical activity across 11 countries: a latent class analysis. *The International Journal of Behavioral Nutrition and Physical Activity*, 14, 10-34.
- Agence nationale de sécurité sanitaire (ANSES). Rapport d'expertise collective. (2012). Évaluation des impacts sanitaires extra-auditifs du bruit environnemental. Muzet, A., Tinguely, G., Berengier, M., Coignard, F., Evrard, A. S., Faburel, G., Lelong, J., Lepoutre, P., Mietlicki, F., Nolli, M., Watel, P. P.
- Alberola, A. J., Flindell, I. H., et Bullmore, A. J. (2005). Variability in road traffic noise levels. *Applied Acoustics*, 66(10), 1180-1195.
- Alberola, A. J., Mendoza López, J., Bullmore, A. J., et Flindell, I. H. (2002). *Noise mapping: uncertainties*. Forum Acusticum, Seville, Espagne.
- Agence métropolitaine de transport (AMT). (2008). *Limites géographique des municipalités de l'Enquête Origine-Destination 2008*. [ArcView].
- Aguilera, I., Foraster, M., Basagaña, X., Corradi, E., Deltell, A., Morelli, X., , Phuleria, H. C., Ragettli, M. S., Rivera, M., Thomasson, A., Slama, R. et Künzli, N. (2014). Application of land use regression modelling to assess the spatial distribution of road traffic noise in three European cities. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*. DOI : 10.1038/jes.2014.61.
- Association internationale pour la promotion de la Santé et du Développement Durable. (2004). *Urbanisme et santé: un guide de l'OMS pour un urbanisme centré sur les habitants*. Rennes : Barton, H., et Tsourou, C.

- Babisch, W. (2006). Transportation noise and cardiovascular risk: updated review and synthesis of epidemiological studies indicate that the evidence has increased. *Noise and Health*, 8(30), 1.
- Baden, B. M., Noonan, D. S., Turaga, R. M. R. (2007). Scales of justice: is there a geographic bias in environmental equity analysis? *Journal of Environmental Planning and Management*, 50(2):163-185. <http://dx.doi.org/10.1080/09640560601156433>.
- Basagaña, X., Rivera, M., Aguilera, I., Agis, D., Bouso, L., Elosua, R., Maria Foraster, M., de Nazelle, A., Nieuwenhuijsen, M., Vila, J. et Künzli N. (2012). Effect of the number of measurement sites on land use regression models in estimating local air pollution. *Atmospheric Environment*, 54, 634-642. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2012.01.064.
- Basner, M., Samel, A., et Isermann, U. (2006). Aircraft noise effects on sleep: Application of the results of a large polysomnographic field study. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 119(5), 2772-2784.
- Basner, M., Babisch, W., Davis, A., Brink, M., Clark, C., Janssen, S., et Stansfeld, S. (2013). Auditory and non-auditory effects of noise on health. *The Lancet*, 383(9925), 1325-1332.
- Bauder, H., Sharpe, B. (202). Residential segregation of visible minorities in Canada's gateway cities. *The Canadian Geographer*, 46(3):204-222. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1541-0064.2002.tb00741.x>.
- Besser, L. M., et Dannenberg, A. L. (2005). Walking to public transit: steps to help meet physical activity recommendations. *American journal of preventive medicine*, 29(4), 273-280.
- Bocquier, A., Cortaredona, S., Boutin, C., David, A., Bigot, A., Chaix, B., Gaudart, J., Verger, P. (2012). Small-area analysis of social inequalities in residential exposure to road traffic noise in Marseilles, France. *European Journal of Public Health*, 23(4):540-546. <http://dx.doi.org/10.1093/eurpub/cks059>.
- Boeing. (2009). Courbe d'ambiance sonore. Récupéré le 11 novembre 2011 de : <http://www.boeing.com/commercial/noise/dorval.html>.
- Bowen, W.M. (2001). Environmental justice through research-based decision-making. *Routledge*.

- Brainard, J.S., Jones, A.P., Bateman, I.J. et Lovett, A.A. (2004). Exposure to environmental urban noise pollution in Birmingham, UK. *Urban Studies*, 41(13):2581-2600. <http://dx.doi.org/10.1080/0042098042000294574>.
- Braubach, M. et Fairburn, J. (2010). Social inequities in environmental risks associated with housing and residential location—a review of evidence. *The European Journal of Public Health*, 20(1), 36-42.
- Brüel et Kjær Sound et Vibration. Bruit de l'environnement. (2000). Disponible : http://www.bksv.com/~media/applications/environmentalnoiseandvibration/environmentalnoisebooklet_french.ashx. Site consulté le 3 mars 2014.
- Calixto, A., Diniz, F. B., et Zannin, P. H. (2003). The statistical modeling of road traffic noise in an urban setting. *Cities*, 20(1), 23-29.
- Cesaroni, G., Badaloni, C., Romano, V., Donato, E., Perucci, C. A., et Forastiere, F. (2010). Socioeconomic position and health status of people who live near busy roads: the Rome Longitudinal Study (RoLS). *Environmental health*, 9(1), 41.
- Clark, C., Martin, R., Van Kempen, E., Alfred, T., Head, J., Davies, H. W., Haines, M. M., Lopez, B. I., Matheson, M. et Stansfeld, S. A. (2005). Exposure-effect relations between aircraft and road traffic noise exposure at school and reading comprehension. *American Journal of Epidemiology*, 163(1):27-37.
- Communauté métropolitaine de Montréal (CMM). (2012). *Utilisation du sol 2012*. [ArcView]. Récupéré de : <http://cmm.qc.ca/donnees-et-territoire/observatoire-grand-montreal/produits-cartographiques/donnees-georeferences/>.
- Crouse, D.L., Goldberg, M.S. et Ross, N.A. (2009a). A prediction-based approach to modelling temporal and spatial variability of traffic-related air pollution in Montreal, Canada. *Atmosphéric Environment*, 43(32), 5075-5084.
- Crouse, D. L., Ross, N. A. et Goldberg, M. S. (2009b). Double burden of deprivation and high concentrations of ambient air pollution at the neighbourhood scale in Montreal, Canada. *Social science et medicine*, 69(6), 971-981.
- Dannenberg, A. L., Frumkin, H. et Jackson, R. J. (Eds.). (2011). Making healthy places: Designing and building for health, well-being, and sustainability. *Island Press*.
- Direction de santé publique (DSP) de l'Agence de la santé et des services sociaux de Montréal. (2006). *Le transport urbain, une question de santé. Rapport annuel*

2006 sur la santé de la population. Drouin, L., Morency, P., Thérien, F. et King, N.

Direction de santé publique (DSP) de l'Agence de la santé et des services sociaux de Montréal. (2011). *Social inequalities in health in Montreal – Progress to date*. Agence de la santé et des services sociaux de Montréal. Montréal : Le Blanc, M.-F., Raynault, M.-F. et Lessard, R.

Direction de santé publique (DSP) de l'Agence de la santé et des services sociaux de Montréal. (2013). *Avis de santé publique concernant les impacts sanitaires du bruit engendré par les activités ferroviaires de la compagnie CN à Pointe-Saint-Charles*. Price, K. et Perron, P.

Direction de santé publique (DSP) de l'Agence de la santé et des services sociaux de Montréal. (2014). *Avis de santé publique sur les risques sanitaires associés au bruit des mouvements aériens à l'Aéroport international Pierre-Elliott-Trudeau*. Smargiassi, A., Plante, C., Perron, S., Tétreault, L.-F., Goudreau, S. et King, N.

Directive Européenne 2002/49/CE du 25 juin 2002, relative à l'évaluation et à la gestion du bruit dans l'environnement.

Evans, G. (2004). The environment of childhood poverty. *American Psychologist*, 59(2):77-92. <http://dx.doi.org/10.1037/0003-066X.59.2.77>.

Fahy, F. et Walker, J. (1998). *Fundamentals of Noise and Vibration*. CRC Press, 536 p.

Foraster, M., Deltell, A., Basagaña, X., Medina-Ramón, M., Aguilera, I., Bouso, L. et Künzli, N. (2011). Local determinants of road traffic noise levels versus determinants of air pollution levels in a Mediterranean city. *Environmental research*, 111(1), 177-183.

Frumkin, H. (2005). Health, Equity, and the Built Environment. *Environment Health Perspectives*, 113(5).

Gan, W.Q., Davies, H.W., Koehoorn, M. et Brauer, M. (2012). Association of long-term exposure to community noise and traffic-related air pollution with coronary heart disease mortality. *American journal of epidemiology*, 175(9), 898-906.

Goudreau, S., Plante, C., Fournier, M., Brand, A., Roch, Y. et Smargiassi, A. (2014). Estimation of noise levels with a land use regression model. *Environment and Pollution*, 3(4), 48.

- Gourvil, L. et Joubert, F. (2004). Évaluation de la congestion routière dans la région de Montréal. Québec: Transports Québec. *Bibliothèque nationale du Québec*. ISBN 2-550-42576-6.
- Groupe de travail sur la pauvreté à Montréal/Centraide. 2007. *Un portrait de la pauvreté sur le territoire de Centraide du Grand Montréal*. Centraide / Centre Léa-Roback, Décembre 2007.
- Guedes, I. C. M., Bertoli, S. R. et Zannin, P. H. (2011). Influence of urban shapes on environmental noise: A case study in Aracaju, Brazil. *Science of the Total Environment*, 412, 66-76.
- Hammer, M.S., Swinburn, T. K. et Neitzel, R.L. (2014). Environmental noise pollution in the United States: developing an effective public health response. *Environmental health perspectives*, 122(02), 115-119.
- Handy, S.L., Boarnet, M.G., Ewing, R. et Killingsworth, R. E. (2002). How the built environment affects physical activity: views from urban planning. *American journal of preventive medicine*, 23(2), 64-73.
- Harrell, F.E., Lee, K.L., Califf, R.M., Pryor, D.B. et Rosati, R.A. (1984). Regression modelling strategies for improved prognostic prediction. *Statistics in medicine*, 3(2), 143-152.
- Hastie, T.J. et Tibshirani, R. J. (1990). Generalized additive models (Vol. 43). *CRC Press*.
- Havard, S., Deguen, S., Zmirou-Navier, D., Schillinger, C. et Bard, D. (2009). Traffic-related air pollution and socioeconomic status: a spatial autocorrelation study to assess environmental equity on a small-area scale. *Epidemiology*, 20(2), 223-230.
- Havard, S., Reich, B. J., Bean, K. et Chaix, B. (2011). Social inequalities in residential exposure to road traffic noise: an environmental justice analysis based on the RECORD Cohort Study. *Occupational and Environmental Medicine*; 68:322-374. doi:10.1136/oem.2010.060640.
- Hoek, G., Beelen, R., de Hoogh, K., Vienneau, D., Gulliver, J., Fischer, P. et Briggs, D. (2008). A review of land-use regression models to assess spatial variation of outdoor air pollution. *Atmospheric Environment*, 42(33), 7561-7578.

- Hoffmann, B., Robra, B. P. et Swart, E. (2003). Social inequality and noise pollution by traffic in the living environment—an analysis by the German Federal Health Survey. *Gesundheitswesen*;65(6):393-401.
- Huss, A., Spoerri, A., Egger, M. et Rössli, M. (2010). Aircraft noise, air pollution, and mortality from myocardial infarction. *Epidemiology*, 21(6), 829-836.
- Institut de la statistique du Québec (ISQ). *L'Enquête nationale auprès des ménages de Statistique Canada : État des connaissances à l'intention des utilisateurs du Québec*. (2013). Récupéré le 15 septembre 2014 de <http://www.stat.gouv.qc.ca/statistiques/enm-note-information.pdf>.
- Institut de recherche en économie contemporaine (IREC). (2014). Rapport de recherche de l'IREC. *Évolution du transport routier au Québec -La crise d'un paradigme*. Institut de recherche en économie contemporaine. Montréal, Perreault, M. et Bourque, G.L.
- Jackson, R.D. et Huete, A.R. (1991). Interpreting vegetation indices. *Preventive Veterinary Medicine*, 11, 185-200.
- Jarup, L., Babisch, W., Houthuijs, D., Pershagen, G., Katsouyanni, K., Cadum, E., Dudley, M.-L., Savigny, P., Seiffert, I., Swart, W., Oscar Breugelmans, O., Bluhm, G., Selander, J., Haralabidis, A., Dimakopoulou, K., Sourtzi, P., Velonakis, M. et Vigna-Taglianti, F. (2008). Hypertension and exposure to noise near airports: the HYENA study. *Environmental health perspectives*, 116(3), 329-333.
- Jerrett, M., Arain, A., Kanaroglou, P., Beckerman, B., Potoglou, D., Sahsuvaroglu, T., Morrison, J. et Giovis, C. (2005). A review and evaluation of intraurban air pollution exposure models. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, 15(2), 185-204.
- Jerrett, M., Gale, S. et Kontgis, C. (2010). Spatial Modeling in Environmental and Public Health Research. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 7, 1302-1329; doi:10.3390/ijerph7041302.
- Kanaroglou, P. S., Jerrett, M., Morrison, J., Beckerman, B., Arain, M. A., Gilbert, N. L. et Brook, J. R. (2005). Establishing an air pollution monitoring network for intra-urban population exposure assessment: A location-allocation approach. *Atmospheric Environment*, 39(13), 2399-2409.
- Kheirbek, I., Ito, K., Neitzel, R., Kim, J., Johnson, S., Ross, Z., Eisl, H. et Matte, T. (2014). Spatial Variation in Environmental Noise and Air Pollution in New

York City. *Journal of Urban Health: Bulletin of the New York Academy of Medicine*, 91(3). doi:10.1007/s11524-013-9857-0

- Kohlhuber, M., Mielck, A., Weiland, S. K. et Bolte, G. (2006). Social inequality in perceived environmental exposures in relation to housing conditions in Germany. *Environmental research*, 101(2), 246-255.
- Kruize, H. et Buowman, A.A. (2004). Environmental (in)equity in the Netherlands. *Netherlands National Institute for Public Health and the Environment*. <http://hdl.handle.net/10029/8982>.
- Lam, K.C. et Chan, P.K. (2008). Socio-economic status and inequalities in exposure to transportation noise in Hong Kong. *Open Environmental Sciences*, 2, 107-113.
- Lam, K.C. et Chung, Y.T.T. (2012). Exposure of urban populations to road traffic noise in Hong Kong. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 17(6), 466-472.
- Laußmann, D., Haftenberger, M., Lampert, T., et Scheidt-Nave, C. (2013). Social inequities regarding annoyance to noise and road traffic intensity. Results of the German Health Interview and Examination Survey for Adults. *undesgesundheitsblatt*, 56 (5/6), 822-831.
- Leclercq, L. (2002). Modélisation dynamique du trafic et applications à l'estimation du bruit routier (Doctoral dissertation, Villeurbanne, INSA). Formation doctorale : génie civil.
- Lercher, P. (2012). The diversity of environmental noise related health effects at the population level. *Proceedings of Euronoise*.
- Makarewicz, R. (1993). Traffic noise in a built-up area influenced by the ground effect. *Journal of the Acoustical Society of Japan*, 14(5), 301-306.
- McAlexander, T.P., Gershon, R.R.M. et Neitzel, R.L. (2015). Street-level noise in an urban setting: assessment and contribution to personal exposure. *Environmental Health*, 14(18). DOI : 10.1186/s12940-015-0006-y
- Méline, J., Van Hulst, A., Thomas, F., Karusisi, N. et Chaix, B. (2013). Transportation noise and annoyance related to road traffic in the French RECORD study. *International journal of health geographics*, 12(1), 44.
- Michaud, D.S., Keith, S.E. et McMurchy, D. (2005). Noise annoyance in Canada. *Noise and Health*, 7(27), 39.

- Mitchell, G. et Dorling, D. (2003). An environmental justice analysis of British air quality. *Environment and planning A*, 35(5), 909-929. DOI:10.1068/a35240
- Morency, P., Gauvin, L., Plante, C., Fournier, M. et Morency, C. (2012). Neighborhood social inequalities in road traffic injuries: the influence of traffic volume and road design. *American journal of public health*, 102(6), 1112-1119.
- Morgenstern, H. (1998). Ecologic Studies. Dans Rothman K J, Greenland S. *Modern Epidemiology*, second edition (p. 459-480). Philadelphia : Lippincott-Raven.
- Murphy, E. et King, E.A. (2010). Strategic environmental noise mapping: Methodological issues concerning the implementation of the EU Environmental Noise Directive and their policy implications. *Environment international*, 36(3), 290-298.
- National Aeronautics and Space Administration (NASA). (27 juillet 2010). [Région de Montréal, Canada] (014-028). Landsat 5TM. [Image satellitaire].
- Nega, T. H., Chihara, L., Smith, K. et Jayaraman, M. (2013). Traffic Noise and Inequality in the Twin Cities, Minnesota. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 19(3), 601-619.
- Ogneva-Himmelberger, Y. et Cooperman, B. (2010). Spatio-temporal Analysis of Noise Pollution near Boston Logan Airport: Who Carries the Cost? *Urban Studies*, 47(1), 169-182.
- Organisation mondiale de la santé (OMS). [s. d.]. *Résumé d'orientation des Directives de l'OMS relatives au bruit dans l'environnement*. Récupéré le 5 avril 2015 de <http://www.who.int/docstore/peh/noise/bruit.htm>.
- Organisation mondiale de la santé (OMS). (1999). *Guidelines for Community Noise*. Genève : Berglund, B., Lindvall, T. et Schwela, D.H.
- Organisation mondiale de la santé (OMS). Collectivités locales, environnement et santé. (2001). *La mesure acoustique*. France : Luquet, P.
- Organisation mondiale de la santé (OMS). (2007a). *Burden of disease from environmental noise, Quantification of healthy life years lost in Europe*. Bonn: Kim, R.
- Organisation mondiale de la santé (OMS). *Introduction à l'hygiène du travail: un support de formation*. (2007b). Genève : Bernhard, C.A., Droz, P.O., Favre, O.,

Gonik, V., Guillemin, M., Herrera, H., Lazor-Blanchet, C., Mann, S., Oppliger, A., Perret, V., Pierrehumbert, G., Praplan, S., Sager, A., Schafer, M. et Vernez, D.

Organisation mondiale de la santé (OMS). (2009). *Global health risks: mortality and burden of disease attributable to selected major risks*. Genève : Organisation mondiale de la santé (OMS).

Paillard, B. (2010). Noise Sentry User's Manual.

Pampalon, R. et Raymond, G. (2000). A deprivation index for health and welfare planning in Quebec. *Chronic diseases in canada*, 21(3), 104-113.

Picaut, J., Guillaume, G. et Dutilleul, G. (2012). Ambiances sonores urbaines et interaction ville-bâtiment. *RéférenceS*, 50, 571-26.

Piercy, J.E., Embleton, T.F. W. et Sutherland, L.C. (1977). Review of noise propagation in the atmosphere. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 61(6), 1403-1418.

Port de Montréal. (2012). *Carte des installations*. Récupéré le 16 mars 2012 de : <http://www.port-montreal.com/pmgeo/navires.do?action=getmap&mapname=installations&lang=fr>.

Price, K., Plante, C., Goudreau, S., Pascua, E.I.B., Perron, S. et Smargiassi, A. (2011). Risk of childhood asthma prevalence attributable to residential proximity to major roads in Montreal, Canada. *Can J Public Health*, 103(2), 113-18.

Québec. Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles. Direction de la cartographie topographique. (2013). *Adresses Québec*. [ArcView]. Bibliothèque nationale du Québec.

Québec. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. Direction générale de l'information géographique. (1999). *Base de données topographique du Québec*. [ArcView]. Échelle : 1 : 20 000. Bibliothèque nationale du Québec.

Québec. Transport Québec (MTQ). Direction de l'île de Montréal, Service des inventaires et du Plan. (2006). *Étude de pollution sonore, Autoroute Décarie, Ville de Montréal, arrondissement Côte-des-Neiges/Notre-Dame-de-Grâce*. Montréal : Gamache, L.

- Québec. Transport Québec. [s. d.]. Infrastructure de transport, île de Montréal. Récupéré le 7 mars 2015 de : <http://www.mtq.gouv.qc.ca/infrastructures-transport/p-routiers-100M/montreal/Pages/default.aspx>.
- Québec. Ministère des Transport du Québec. (2011). Récupéré le 3 juillet 2013 de http://www.mtq.gouv.qc.ca/portal/page/portal/regions/montreal_ile#infrastructures.
- Reethof, G. (1973). Effect of plantings on radiation of highway noise. *Journal of the Air Pollution Control Association*, 23(3), 185-189.
- Riedel, N., Scheiner, J., Müller, G. et Köckler, H. (2014). Assessing the relationship between objective and subjective indicators of residential exposure to road traffic noise in the context of environmental justice. *Journal of Environmental Planning and Management*, 57(9), 1398-1421.
- Ross, N.A., Wolfson, M.C., Dunn, J.R., Berthelot, J.M., Kaplan, G.A. et Lynch, J.W. (2000). Relation between income inequality and mortality in Canada and in the United States: cross sectional assessment using census data and vital statistics. *British Medical Journal*, 320:898-902. <http://dx.doi.org/10.1136/bmj.320.7239.898>.
- Ross, Z., Kheirbek, I., Clougherty, J.E., Kazuhiko, I., Thomasm, M., Markowitz, S. et Eisl, H. (2011). Noise, air pollutants and traffic: continuous measurement and correlation at a high-traffic location New York City. *Environmental Research*, 111:1054-1063.
- Roswall, N., Høgh, V., Envold-Bidstrup, P., Raaschou-Nielsen, O., Ketzel, M., Overvad, K., Olsen, A. et Sørensen, M. (2014). Residential Exposure to Traffic Noise and Health-Related Quality of Life A Population-Based Study. *PloS one*, 10(3), e0120199-e0120199.
- Rothman, K. J., Greenland, S., et Lash, T. L. Modern epidemiology. 3e edition. Philadelphie : Lippincott Williams & Wilkins, 2008.
- Schmit, C. et Lorant, V. (2009). Noise nuisance and health inequalities in Belgium: a population study. *Archives of Public Health*, 67(2), 52.
- Seguin, A.M. et Germain, A. (2000). The social sustainability of Montreal: a local or state matter? *The social sustainability of cities*. Toronto: University of Toronto Press, 39-67.

- Seto, E., Holt, A., Rivard, T. et Bhatia, R. (2007). Spatial distribution of traffic induced noise exposures in a US city: an analytic tool for assessing the health impacts of urban planning decisions. *International Journal of Health Geographics* 6:24-39. <http://dx.doi.org/10.1186/1476-072X-6-24>.
- Smargiassi, A., Berrada, K., Fortier, I. et Kosatsky, T. (2006). Traffic intensity, dwelling value, and hospital admissions for respiratory disease among the elderly in Montreal (Canada): a case-control analysis. *Journal of epidemiology and community health*, 60(6), 507-512.
- Smargiassi, A., Kosatsky, T., Hicks, J., Plante, C., Armstrong, B., Villeneuve, P. J. et Goudreau, S. (2009). Risk of asthmatic episodes in children exposed to sulfur dioxide stack emissions from a refinery point source in Montreal, Canada. *Environ Health Perspect*, 117(4), 653-659.
- Société de transport de Montréal (STM). (2011). *Fichier géographique des lignes et des arrêts d'autobus*.
- Sørensen, M., Andersen, Z.J., Nordsborg, R.B., Jensen, S.S., Lill Lund, K.G., Beelen, R., Erik B. Schmidt, E.B., Tjønneland, A., Overvad, K. et Raaschou-Nielsen, O. (2012). Road traffic noise and incident myocardial infarction: a prospective cohort study. *PLoS One*, 7(6), e39283.
- Stansfeld, S.A., Berglund, B., Clark, C., Lopez-Barrio, I., Fischer, P., Öhrström, E., Haines, M.M., Head, J., Hygge, S., van Kamp, I. et Berry, B.F. (2005). Aircraft and road traffic noise and children's cognition and health: a cross-national study. *The Lancet*, 365(9475), 1942-1949.
- Stokols, D. (1992). Establishing and maintaining healthy environments: toward a social ecology of health promotion. *American Psychologist*, 47(1):6-22. <http://dx.doi.org/10.1037/0003-066X.47.1.6>.
- Statistique Canada (2006a). *Recensement de la population de 2006*. [Fichier de données]. Statistique Canada.
- Statistique Canada (2006b). *Seuils de faible revenu avant impôt (SFR)*. Récupéré le 26 mai 2015 de : <https://www12.statcan.gc.ca/census-recensement/2006/ref/dict/fam020-fra.cfm>
- Statistiques Canada. (2009). More information on dissemination area (DA). Récupéré le 18 octobre 2013 de : <http://www12.statcan.ca/census-recensement/2006/ref/dict/geo021a-eng.cfm>.

- Statistique Canada (2013). *Recensement de la population de 2013*. [Fichier de données]. Statistique Canada.
- Steele, C. (2001). A critical review of some traffic noise prediction models. *Applied acoustics*, 62(3), 271-287.
- To, W.M., Ip, R.C., Lam, G.C. et Yau, C.T. (2002). A multiple regression model for urban traffic noise in Hong Kong. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 112(2), 551-556.
- Townsend, P. (1987). Deprivation. *Journal of Social Policy*;16(2):125-146. <http://dx.doi.org/10.1017/S0047279400020341>.
- Transport Canada. (2011). Aviation civile. Récupéré le 22 avril 2015 de <http://www.tc.gc.ca/fra/aviationcivile/menu.htm>.
- Transport Canada. (2013). Transport aérien Partie IV - Bruit des aéronefs. Récupéré le 19 mai 2015 de : <http://tc.gc.ca/fra/aviationcivile/publications/tp1247-partie4-tableau3-exp-172.htm>.
- Tsai, K.T., Lin, M.D., et Chen, Y.H. (2009). Noise mapping in urban environments: A Taiwan study. *Applied Acoustics*, 70(7), 964-972.
- Twigge-Molecey, A. (2009). Is gentrification taking place in the neighbourhoods surrounding the MUHC? A census-based analysis of relevant indicators. *Analysis Report RR09-02E. Montréal: CURA Making Megaprojects Work for Communities - Mégaprojets au service des communautés*.
- Ville de Montréal. Direction des services géomatique. (2002). *Réseau routier hiérarchisé*. [ArcView].
- Ville de Montréal. (2004). Plan d'aménagement. http://ville.montreal.qc.ca/portal/page?_pageid=2761,3096652&_dad=portal&_schema=PORTAL. Site consulté le 17 avril 2013.
- Ville de Montréal, Équipe du Plan de transport. (2005). *Plan de transport de Montréal – Portrait et diagnostic, note technique 9 : Transport des marchandises*.
- Ville de Montréal. Service de l'Évaluation foncière de la Ville de Montréal. (2011). *Rôle d'évaluation foncière*. [Fichier de données]

Ville de Montréal. (2014a). Règlements municipaux. Règlement sur le bruit. Récupéré le 17 septembre 2014 de <http://ville.montreal.qc.ca/>.

Ville de Montréal. Profil sociodémographique. (2014b). Montréal en statistiques. Division de la planification urbaine, Direction de l'urbanisme, Service de la mise en valeur du territoire.

Xie, D., Liu, Y. et Chen, J. (2011). Mapping urban environmental noise: a land use regression method. *Environmental science & technology*, 45(17): 7358-7364.

Xie, H. et Kang, J. (2009). Relationships between environmental noise and social-economic factors: Case studies based on NHS hospitals in Greater London. *Renewable energy*, 34(9), 2044-2053.

Zou, B., Wilson, J. G., Zhan, F. B. et Zeng, Y. (2009). Air pollution exposure assessment methods utilized in epidemiological studies. *Journal of Environmental Monitoring*, 11(3), 475-490. DOI: 10.1039/b813889c

Zuo, F., Li, Y., Johnson, S., Johnsona, J., Varughesea, S., Copesa, R., Liu, F., Wu, H.J., Hou, R. et Chen, H. (2014). Temporal and spatial variability of traffic-related noise in the City of Toronto, Canada. *Science of the Total Environment*, 15;472:1100-7. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.11.138.

ANNEXE



Sonomètre Noise Sentry



Installation d'un sonomètre sur un poteau en bordure de rue lors de la campagne d'échantillonnage.